



UNIVERSITÄT HOHENHEIM
INSTITUT FÜR BODENKUNDE
UND STANDORTSLEHRE

HOHENHEIMER BODENKUNDLICHE HEFTE

Herausgeber:

Ellen Kandeler – Yakov Kuzyakov – Karl Stahr – Thilo Streck

Heft 96

Margarete Finck

**Modellierung des N-Austrags unter
Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse**

2010

UNIVERSITÄT HOHENHEIM (310), D-70593 STUTTGART

ISSN 0942-0754

Margarete Finck

**Modellierung des N-Austrags unter
Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse**

**Modelling of nitrogen leaching taking into
account regional transfer processes**

**Modélisation du lessivage de l'azote en fonction de processus
régionaux de transformation de l'azote**

Die vorliegende Arbeit wurde am 27.01.2010 von der Fakultät für Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 03.05.2010

Vorsitzender:	Prof. Dr. Werner Bessei
1. Prüfer und Berichterstatter:	Prof. Dr. Karl Stahr
2. Prüfer und Berichterstatter:	Prof. Dr. Thorsten Müller
3. Prüfer:	Prof. Dr. Reinhard Böcker

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	6
1.1	Modellierung der Nitratbelastung im Oberrheingraben.....	6
1.1.1	Anlass.....	6
1.1.2	Ziele des Projektes MoNit	7
1.1.3	Vorgehensweise	7
1.1.4	Anforderungen an die N-Austragsmodellierung.....	9
1.2	Aufgabenstellung.....	10
2	Grundlagen zum N-Austrag aus Agrarökosystemen.....	12
2.1	Stickstoffumsetzungsprozesse	12
2.2	Ansätze zur Ermittlung des N-Austrags	22
2.3	Regionalisierung von N-Bilanzüberschüssen.....	30
3	Einsatz von Modellen zur Lösung komplexer Fragestellungen	33
3.1	Grundlagen der Modellierung	33
3.2	Charakteristik der verschiedenen Modelltypen zur N-Modellierung.....	34
3.2.1	Überblick.....	34
3.2.2	Prozessorientierte Modelle.....	35
3.2.3	Empirische Modelle.....	43
3.2.4	Konzeptionelle Modelle	43
3.3	Modellsysteme – Decision Support Systems	46
3.4	Bedeutung von N-Bilanzen und N-Modellen in Forschung und Verwaltung	48
4	Ermittlung des N-Austrags mit dem N-Bilanzmodell STOFFBILANZ	51
4.1	Einführung.....	51
4.2	Modellansatz	52
4.3	Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Ackerbau	53
4.4	Bilanzierungsansätze für die weiteren Hauptnutzungsformen.....	56
4.5	Modelltechnischer Ablauf.....	62
4.6	Datengrundlagen und Datenqualität	64
4.6.1	Landnutzung	64
4.6.2	Bodeneigenschaften	73
4.6.3	Denitrifikation	76
4.6.4	Sickerwassermenge.....	80
4.6.5	Atmosphärische N-Deposition.....	81
4.6.6	Bewirtschaftungsdaten Ackerbau.....	85
4.6.6.1	Kulturartenverteilung	85
4.6.6.2	N-Düngung	88

4.6.6.3	Erträge	91
4.6.6.4	N in Erntegut und Restpflanze	92
4.6.6.5	N-Mineralisierung des Bodens	95
4.6.6.6	N-Mineralisierung aus Ernteresten	102
4.6.7	Bewirtschaftungsdaten Weinbau	106
4.6.8	Bewirtschaftungsdaten Grünland	108
5	Quantifizierung regionaler N-Umsetzungsprozesse anhand der N-MASSENBILANZ	109
5.1	Einführung	109
5.2	Bilanzierungsansatz	109
5.3	Bilanzglieder und Datengrundlagen	111
6	Ergebnisse	116
6.1	Flächenhafte N-Austragsmodellierung mit STOFFBILANZ	116
6.1.1	Kulturspezifische N-Salden	116
6.1.2	Bilanzglieder und N-Saldo Ackerbau	118
6.1.3	Flächendeckender N-Austrag	122
6.1.4	N-Salden der verschiedenen Hauptnutzungsformen	123
6.1.5	Nitratkonzentration im Sickerwasser der Hauptnutzungsformen	126
6.1.6	N-Salden für die Landwirtschaftsfläche und die Gesamtfläche	130
6.1.7	Historische Entwicklung der N-Frachten	131
6.2	Regionale N-MASSENBILANZ für den Ackerbau	136
6.2.1	Einführung zu den Berechnungsbeispielen	136
6.2.2	Bilanzierung nach STOFFBILANZ, MASSENBILANZ und einfacher Bilanz	136
6.2.3	Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf die N-MASSENBILANZ	142
7	Diskussion	145
7.1	Plausibilisierung und Validierung der Modellierungsergebnisse von STOFFBILANZ ...	145
7.1.1	Einführung	145
7.1.2	Aussagekraft der kulturspezifischen N-Salden	145
7.1.3	Änderung des N-Pools für die Hauptnutzung Acker	150
7.1.4	Trendentwicklung der Bilanzglieder und N-Salden im Ackerbau	157
7.1.4.1	Französisches Teilgebiet	157
7.1.4.2	Deutsches Teilgebiet	158
7.1.5	Plausibilität des N-Austrags für die verschiedenen Hauptnutzungsformen	162
7.1.6	Ursachen für die Entwicklung der N-Austragsfracht	165
7.1.7	Validierung des Modellsystems MoNit	168
7.1.8	Bewertung des N-Austragsmodells STOFFBILANZ	174
7.1.8.1	Grundsätzliches	174
7.1.8.2	Vereinfachende Annahmen	175

7.1.8.3	Datenunsicherheiten	177
7.1.8.4	Eignung des Modells STOFFBILANZ.....	179
7.2	Verlässlichkeit des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ	181
7.2.1	Aussagekraft hinsichtlich des kulturspezifischen N-Auswaschungspotentials	181
7.2.2	Quantifizierung der Bilanzglieder und N-Salden für den Ackerbau	185
7.2.3	N-Umsatz und N-Austragsfracht auf Gemeindeebene	186
7.2.4	Bewertung des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ	189
8	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	192
9	Zusammenfassung.....	196
10	Literatur.....	210
10.1	Veröffentlichungen.....	210
10.2	Sonstige Quellen	225
11	Anhang.....	226
11.1	Tabellen	226
11.2	CD Berechnungsschema „N-MASSENBILANZ“	226
11.3	Karten.....	226
11.4	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	227

1 Einleitung und Aufgabenstellung

1.1 Modellierung der Nitratbelastung im Oberrheingraben

1.1.1 Anlass

Der Grundwasserkörper im Oberrheingraben entspricht mit einem Volumen von ca. 80 km³ der 1,6-fachen Wassermenge des Bodensees und ist eine der größten Grundwasserressourcen Europas. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahmen zur Grundwasserbeschaffenheit 1997 und 2003 zeigen eine erhebliche Nitratbelastung an (REGION ALSACE 2000 & 2005). Obwohl schon seit etwa zwei Jahrzehnten Schutzmaßnahmen umgesetzt werden (EU-Nitratrichtlinie seit 1991, Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) in Baden-Württemberg seit 1987 und Beratungsaktionen im Elsass seit 1992) treten lokal Extremwerte von mehr als 100 mg NO₃/l und große Bereiche mit Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg/l auf. 37,8 % der Fläche, d. h. rund 160 000 ha überschreiten den regionalen Zielwert für das Elsass¹ und die Schweiz² von 25 mg NO₃/l. Von verschiedenen Seiten wird die Wirksamkeit und Effizienz der Maßnahmenprogramme angezweifelt und werden Umsetzungsdefizite bei den verschiedenen Akteuren wie Landwirten, Wasserversorgungsunternehmen, Verwaltung und Wissenschaft festgestellt (FLAIG ET AL. 2002). Im Projekt MoNit „Modellierung der Grundwasserbelastung mit Nitrat im Oberrheingraben“ wurde untersucht, ob die Nitratbelastung des Grundwasserkörpers für den gesamten Oberrheingraben ausreichend genau simuliert werden kann, um die bisherige Entwicklung zu interpretieren, Prognosen zu erstellen und die Wirksamkeit vergleichender Maßnahmen zu bewerten (LUBW 2006a, GRIMM-STRELE ET AL. 2008a & 2008b). Das von der EU co-finanzierte INTERREG-III A-Projekt wurde von verschiedenen wasser- und landwirtschaftlichen Einrichtungen aus Frankreich, Deutschland und der Schweiz bearbeitet. Für die Koordination des Gesamtprojektes war die „Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz (LUBW) Baden-Württemberg“ in Karlsruhe verantwortlich.

Das Projektgebiet gliedert sich in das innere Projektgebiet, die Rheinebene und das äußere Projektgebiet mit den Einzugsgebieten der Zuflüsse aus Schwarzwald und Vogesen (Anhang K1). Das innere Projektgebiet umfasst den südlichen und mittleren Teil der Oberrheingrabens zwischen Basel und Karlsruhe. Dies entspricht einer Fläche von etwa 4.300 km², wovon 2.600 km² linksrheinisch und somit auf französischem Staatsgebiet liegen und 1.700 km² rechtsrheinisch auf deutschem Staatsgebiet liegen.

¹ Commission Locale de l'Eau: Le SAGE ILL_NAPPE_RHIN; 2004

² Anh. 2 Ziffer 22 Gewässerschutzverordnung

1.1.2 Ziele des Projektes MoNit

Im Rahmen des Projektes MoNit war ein Modellsystem zu entwickeln mit dem

- a) die Nitratbelastung im Grundwasser, d. h. das Niveau, der Trend und das räumliche Muster der Nitratkonzentration gut wiedergegeben wird.
- b) mögliche Entwicklungen in der Landwirtschaft aufgrund von sozio-ökonomischen Veränderungen abgeschätzt werden können und deren Auswirkungen auf den N-Austrag bzw. die längerfristigen Nitratkonzentrationen im Grundwasser prognostiziert werden können.
- c) Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf den N-Austrag und die Nitratkonzentration im Grundwasser vergleichend bewertet werden können.

1.1.3 Vorgehensweise

Statt eines integrierten hydrologischen Modells wurden verschiedene Sektormodelle, welche die verschiedenen Teilbereiche am besten abdecken, miteinander gekoppelt (Abb. 1). Jedes Sektormodell wurde soweit möglich an die Bedingungen im Oberrheingraben angepasst und validiert. Auf der Basis eines dreidimensionalen hydrogeologischen Modells für den Oberrheingraben wurde mit dem Grundwasserströmungsmodell MODFLOW (HARBAUGH ET AL. 2000), dem Teilmodell STREAM (LUBW 2006c) zur Beschreibung der Dynamik der Oberflächengewässer inklusive In- und Exfiltration ins Grundwasser und dem Nitrattransportmodell MT3D (ZENG & WANG 1999) der Nitrattransport und -abbau im Grundwasser simuliert. Das Teilmodell GWN_BW (ARMBRUSTER 2002) wurde zur Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag und zur Interpolation meteorologischer Daten genutzt und über einen im Rahmen des Projektes entwickelten Regionalisierungsansatz wurden die ober- und unterirdischen Randzuströme aus Schwarzwald und Vogesen berücksichtigt (LUBW 2006b, c, d).

Die Modellierung der N-Emission als flächendeckendes räumlich differenziertes N-Eintragsmuster ins Grundwasser erfolgte mit dem Modell STOFFBILANZ (GEBEL 2003), wobei zunächst noch verschiedene Modellanpassungen für die Anwendung im Oberrheingraben erfolgten. Zur Untersuchung von Handlungsoptionen, die die Düngung und den Anbau von Zwischenfrüchten betrafen, wurde das prozessorientierte Pflanze-Boden-Modell STICS des Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) eingesetzt (BRISSEON ET AL. 2003).

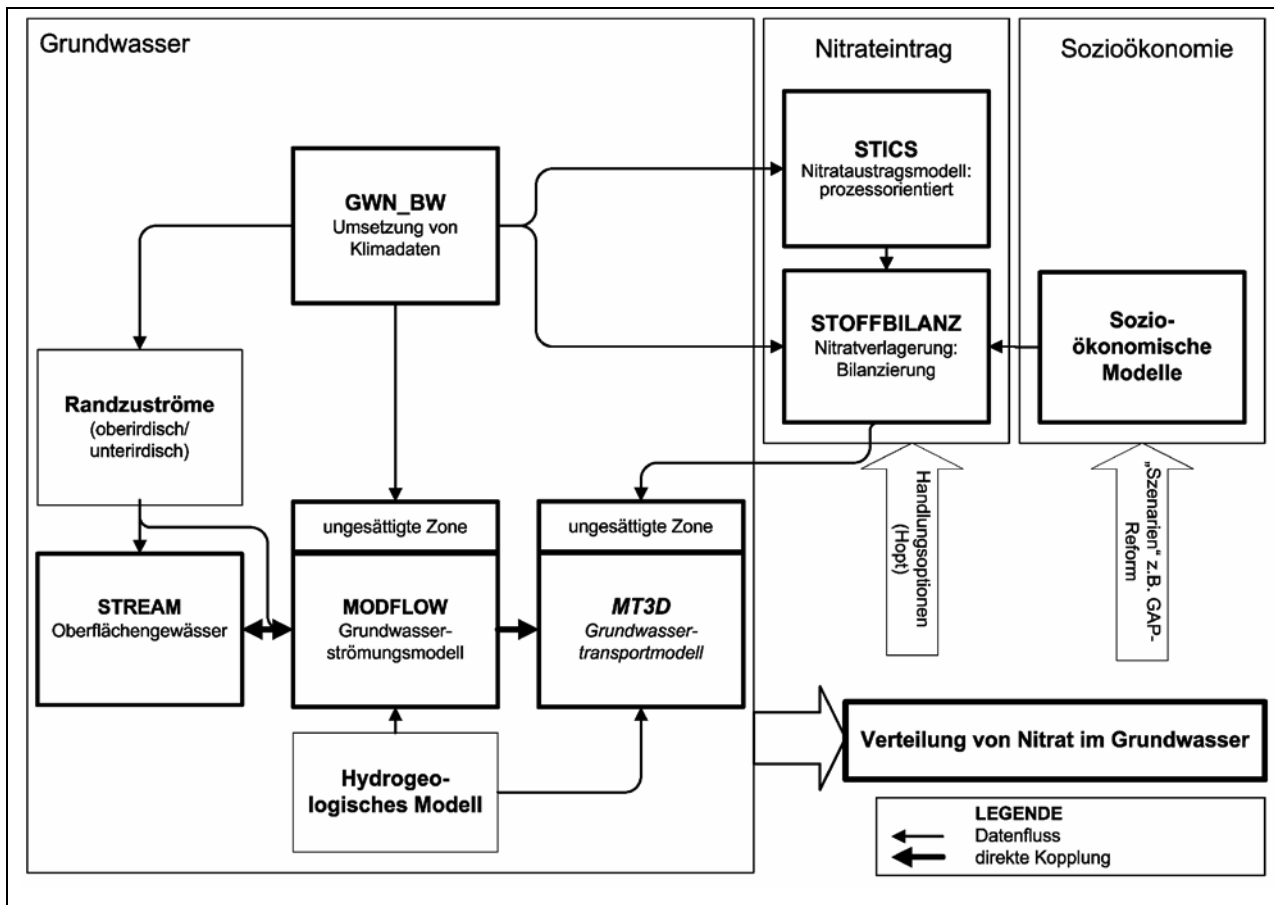


Abb. 1: Modellsystem MoNit (LUBW 2008, 55).

Für die Prognose möglicher Änderungen in der Anbaupraxis wurde das agrarökonomische Modell SÖM eingesetzt (GRAVELINE ET AL. 2007). Sechs Einflussfaktoren (driving forces) wurden als relevant für die zukünftige Entwicklung der Landwirtschaft im Oberrheingraben herausgearbeitet: Reform der Gemeinsamen EU-Agrarpolitik (GAP), Ausbreitung des Maiswurzelbohrers, steigende Energiepreise, Wasserkosten und Lohnkosten für saisonale Arbeitskräfte, Entwicklung der Bioenergieproduktion. Drei Szenarien wurden definiert, die wahrscheinlichste Entwicklung (T), die Entwicklung unter liberalen, wettbewerbsorientierten Bedingungen (A 1) und unter der Annahme strengerer Umweltschutzaufgaben sowie stark steigender Energiepreise (B 2). Die sich daraus anhand des agrarökonomischen Modells ergebenden neuen Kulturartenverteilungen wurden mit dem Modell STOFFBILANZ in veränderte N-Emissionsverteilungen umgesetzt. Schließlich ergibt sich daraus eine veränderte Verteilung von Nitrat im Grundwasser (LUBW 2006a).

Die Kopplung der einzelnen Modelle erfolgte über gemeinsame Datenformate, da die räumliche und zeitliche Auflösung der Modelle sehr unterschiedlich ist. Die Modellierungen mit sozio-ökonomischen Modell SÖM erfolgten für 13 Landwirtschaftliche Einheiten, das Modell STOFFBILANZ berechnete die flächenhafte N-Emission als Jahresbilanz für das

innere Projektgebiet im 500 x 500 m²-Raster und für das äußere Projektgebiet im 1000 x 1000 m²-Raster und das Boden-Pflanzen-Modell STICS berechnete die Nitratauswaschung schlagbezogen und in Tagesschritten. Das Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell gibt die Nitratkonzentration als Jahreswerte pro 100 x 100 m²-Raster und vertikal differenziert in zehn Schichten aus.

Federführend für die Grundwassermodellierung war die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) Karlsruhe, für den Bereich Nitratreintrag das Landwirtschaftliche Technologiezentrum (LTZ), Augustenberg, und für die sozio-ökonomische Modellierung das Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Montpellier.

1.1.4 Anforderungen an die N-Austragsmodellierung

Das aus verschiedenen Sektormodellen mit unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Diskretisierungen aufgebaute Modellsystem stellt an die N-Austragsmodellierung verschiedene Anforderungen:

1. Für das Grundwassermodell werden als obere Randbedingung **flächendeckende** N-Eintragsdaten benötigt.
2. Die N-Eintragsdaten sollen die reale Situation, die sich durch das Landnutzungsmuster und durch Unterschiede in der Kulturartenverteilung, regionale Unterschiede in der Bewirtschaftung und unterschiedliche Standorteigenschaften ergibt, auch **räumlich differenziert** wiedergeben.
3. Die N-Einträge der **Vergangenheit** müssen quantifiziert werden, um die aktuelle Nitratkonzentration und die Trendentwicklung abbilden zu können.
4. Für die Prognose der Änderung der Nitratkonzentration im Grundwasser auf Basis der sozio-ökonomischen Szenarien, sollten die **kulturspezifischen N-Salden** die Problematik des N-Austrags zumindest relativ zueinander gut wiedergeben.
5. Die Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen ist in Abhängigkeit von **Standorteigenschaften** räumlich differenziert abzubilden.

1.2 Aufgabenstellung

Ziel der vorliegenden Dissertation ist es, (i) einen Überblick über die verschiedenen hydrologischen und agrarwissenschaftlichen N-Modelle zu geben, (ii) das im Projekt „MoNit“ eingesetzte Modell STOFFBILANZ detailliert zu erläutern und zu bewerten sowie (iii) Verbesserungsvorschläge, insbesondere in Hinblick auf den Einsatz als Prognoseinstrument zu entwickeln.

(i) Überblick über N-Modelle

Die Zahl der Modelle für die Berechnung von Nitrateinträgen in Grund- und Oberflächen-gewässer ist mittlerweile nur noch schwer zu überschauen. Die Modellauswahl ist sehr zeitraubend und für den Einsatz von Modellen in Forschung und Verwaltung gelten teilweise unterschiedliche Anforderungskriterien. In Kapitel 3 wird ein Überblick über die verschiedenen Modelltypen aus den Bereichen der Hydrologie, Geowissenschaften und Agrarwissenschaften gegeben, sowie deren Einsatzmöglichkeiten beispielhaft anhand einiger N-Modelle bzw. Modellsysteme erläutert.

(ii) Modellkritik STOFFBILANZ

Der Modellansatz STOFFBILANZ und die eingesetzten Datengrundlagen werden in Kapitel 4 detailliert dargestellt, um die Unschärfen der getroffenen Annahmen und Datenunsicherheiten herausarbeiten zu können und die sich daraus ergebenden Ergebnisunsicherheiten abzuschätzen (Kap. 6.1 und 7.1). Auf dieser Basis soll das Modell hinsichtlich der in Kapitel 1.1.4 erläuterten Anforderungen an die N-Austragsmodellierung bewertet werden, die sich aufgrund der Stellung/Funktion im Modellsystem MoNit ergeben. Vorschläge zur Optimierung des Modells sollen herausgearbeitet werden.

(iii) Vorschlag zur vereinfachten Berücksichtigung der Fruchtfolge

In Hinblick auf die Verwendung des Modells STOFFBILANZ als Prognosewerkzeug erscheint es wünschenswert, den Modellierungsansatz Ackerbau hinsichtlich der Berücksichtigung der Fruchtfolge zu optimieren. Damit sollen weitere grundwasserschutzrelevante Prozesse berücksichtigt und eine Verbesserung der Aussagekraft des kulturspezifischen N-Saldos hinsichtlich der Auswaschungsproblematik erreicht werden. Dies wäre in Hinblick auf Prognoseberechnungen zum N-Austrag bei veränderter Kulturartenzusammensetzung wünschenswert. Änderungen der Kulturartenverteilung im Oberrheingraben sind beispielsweise aus folgenden Gründen denkbar:

- Der stark schwankende Agrarmarkt führt zu einem flexibleren Verhalten der Landwirte bei der Entscheidung für den Anbauumfang der einzelnen Kulturen.
- Klimaveränderungen bedeuten, dass sich die Anbaubedingungen z. B. durch Temperaturempfindlichkeit oder Schädlingsdruck für eine Kultur tendenziell verschlechtert, für eine andere vielleicht tendenziell verbessert.
- Die energiepolitisch gewünschte Ausdehnung des Anbaus Nachwachsender Rohstoffe (NawaRo) schreitet weiter fort.

Die grundwasserschutzrelevanten Prozesse der N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte oder Winterungen wurde im Modell STOFFBILANZ bisher nicht abgebildet, ebenso wenig wie die N-Mineralisierung im Frühjahr aus Ernteresten oder aus Zwischenfrüchten des Vorjahres. Vereinfachend wurde angenommen, dass sich die Prozesse der N-Aufnahme im Herbst und der N-Mineralisierung im Frühjahr in etwa die Waage halten. Aus landwirtschaftlicher Sicht wäre es wünschenswert, den Bilanzierungsansatz Ackerbau um den Aspekt der Folgebewirtschaftung zu erweitern, damit Änderungen im Anbauverhältnis hinsichtlich des N-Auswaschungspotentials besser bewertet werden können. Diesbezüglich wird ein vereinfachtes Verfahren zur Abschätzung der Folgefrucht vorgestellt, welches schließlich ermöglicht die N-Umsetzungsprozesse über eine Massenbilanz abzubilden (Kapitel. 5). In Kapitel 6.2 wird das hierfür entwickelte Tabellenkalkulationsprogramm „N-MASSENBILANZ“ beispielhaft für zwei Gemeinden angewendet und der Berechnungsansatz in Kapitel 7.2. bewertet

2 Grundlagen zum N-Austrag aus Agrarökosystemen

2.1 Stickstoffumsetzungsprozesse

Stickstoff ist in molekularer Form (N_2) ein inertes Gas und stellt mit knapp 80 % den größten Volumenanteil der Luft. Durch biologische, chemische und technische Prozesse wird molekularer N_2 in reaktive Stickstoffverbindungen überführt, davon ist Ammoniak (NH_3) wiederum Ausgangsstoff für zahlreiche organische und anorganische Verbindungen des Stickstoffkreislaufs (Abb. 2). In den Ausgangsgesteinen kommt Stickstoff nur zu einem sehr geringen Anteil vor, so dass der für das Wachstum der Pflanzen und die mikrobiologische Aktivität notwendige Stickstoff (i) aus der Umsetzung der zugeführten organischen Substanz, (ii) aus der Atmosphäre und (iii) durch Zufuhr mineralischen N-Düngers erfolgt. Agrarökosysteme weisen aufgrund intensiver Bodenbearbeitung, Düngung und Biomasseproduktion im Vergleich zu natürlichen Ökosystemen höhere Stickstoffumsatzraten auf (MCNEILL & UNKOVICH 2007). Auf landwirtschaftlich genutzten Böden werden etwa 10 % des im Humuskörper gebundenen Stickstoffs, der in der Größenordnung von 3.000 bis über 20.000 kg N pro Hektar liegt, umgesetzt (STAHR ET AL. 2008). In Folge des erhöhten N-Umsatzes im Boden kommt es zu einem Anstieg der Umweltbelastung in Form von Nitratausträgen in die Hydrosphäre und klimarelevanter Lachgasverluste an die Atmosphäre (GUTSER 2009). Der landwirtschaftliche Sektor ist national betrachtet mit mehr als 57 % Hauptverursacher reaktiver Stickstoffemissionen (UBA 2009). Da der Eintrag reaktiver N-Verbindungen aus der Atmosphäre und über die Mineraldüngieranwendung nicht vollständig über die gasförmigen N-Emissionen (NO , N_2O , N_2 , NH_3) der Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse wieder ausgeglichen wird, kommt es zu N-Einträgen in die Hydrosphäre.

Die zwei wesentlichen Richtungen der Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden sind die Mineralisierung, die zu anorganischen N-Verbindungen führt und die Humifizierung, deren Endprodukte hochmolekulare stabile organische N-Verbindungen sind. Mineralisierung und Humifizierung erfolgt in mehreren Phasen, die ineinandergreifen. Die zunächst schnelle Mineralisierung von organischem Material (z. B. Pflanzenresten) wird mit fortschreitender Humifizierung zunehmend verlangsamt. Die mikrobielle Biomasse und niedermolekulare N-Verbindungen stellen den aktiven, leicht verfügbaren N-Pool im Humuskörper des Bodens dar, die hochmolekularen organischen N-Verbindungen den passiven, schwer verfügbaren N-Pool. Letzterer wird insbesondere durch N-haltige organi-

sche Dünger gespeist. Der aktive N-Pool zeigt aufgrund intensiver Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse eine hohe N-Umsatzrate.

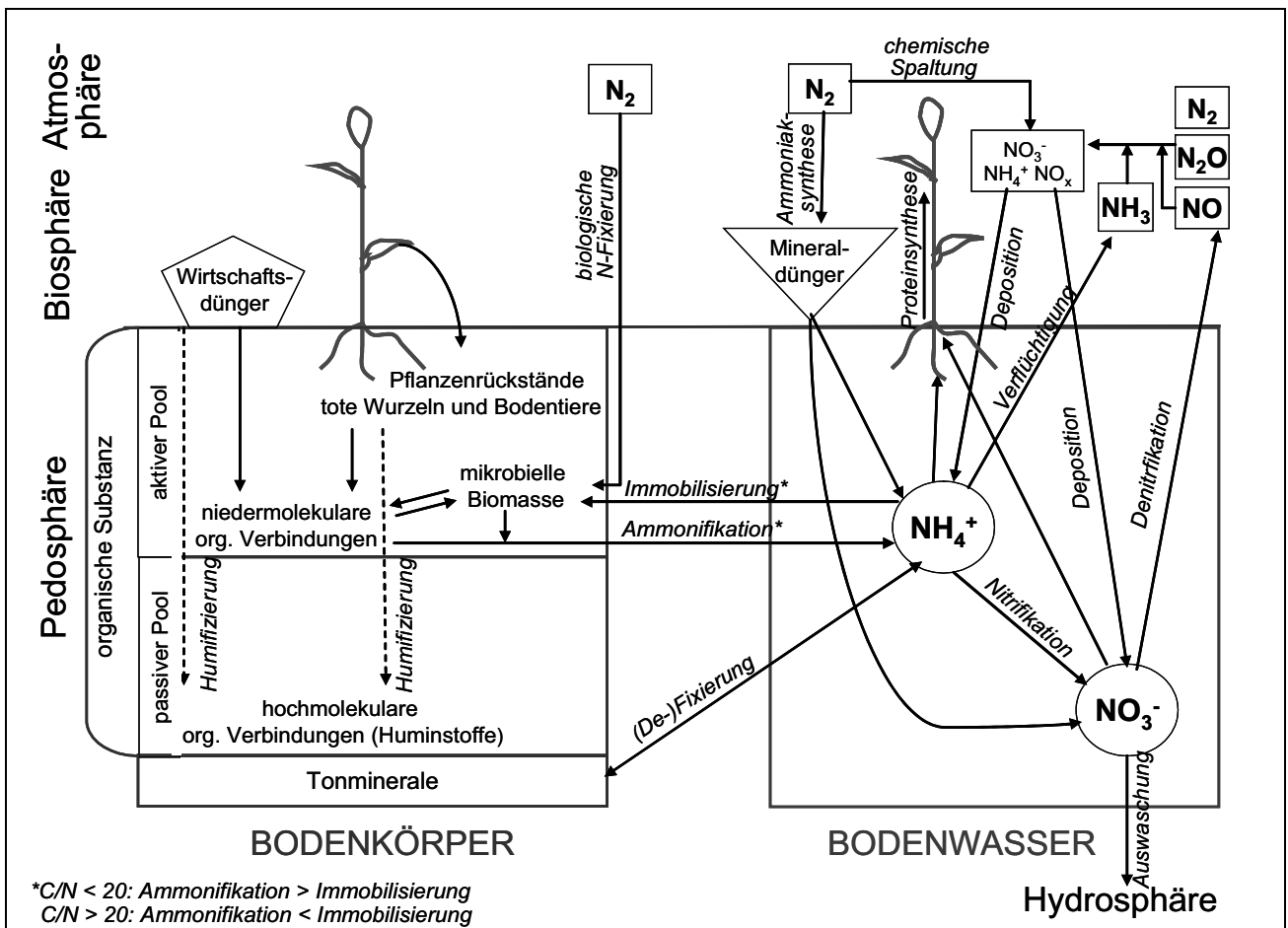


Abb. 2: Die wichtigsten Stickstoffumsetzungsprozesse in Agrarökosystemen (eigene Darstellung).

Mineralisierung

Die Mineralisierung ist der vollständige mikrobielle Abbau organischer Substanz zu anorganischen Stoffen. Substrate mit geringem C/N-Verhältnis (frische Streu, mikrobielle Biomasse) werden am schnellsten mineralisiert. Der Prozess verläuft in zwei Schritten: Zunächst werden die organischen Verbindungen (hauptsächlich Amino-Gruppen) durch Hydrolyse, die durch heterotrophe Organismen (Bakterien, Pilze, Protozoen) katalytisch gesteuert wird, in NH_4 -Ionen überführt (= Ammonifikation). Werden mehr NH_4 -Ionen produziert als die Mikroorganismen für ihren Zellaufbau benötigen, verbleiben diese in der Bodenlösung und stehen im Lösungsgleichgewicht mit NH_3 . Bei einem Anstieg des pH-Wertes oder der Temperatur verschiebt sich das Gleichgewicht zu Gunsten der NH_3 -Bildung, was zu verstärkter Ammoniak-Verflüchtigung führt. Sofern allerdings keine zu sauren (< pH 4), zu alkalischen (> pH 9) oder zu trockenen (< pF 4) Bedingungen vorliegen, werden im temperierten Klimabereich die NH_4 -Ionen bei Anwesenheit von

Sauerstoff von aeroben autotrophen Bakterien (v. a. Nitrosomonas, Nitrobacter) rasch und quantitativ zu NO_3^- oxidiert (= Nitrifikation).

Die N-Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens spielt sowohl hinsichtlich einer optimalen Bemessung der Düngegabe als auch hinsichtlich der Nitratauswaschung eine wichtige Rolle. Deshalb steht die qualitative und quantitative Beschreibung von Mineralisierungsprozessen seit Jahrzehnten im Interesse der angewandten landwirtschaftlichen Forschung. Seitens der Landwirtschaftsverwaltung Baden-Württembergs wurden 1976 bis 1979 an verschiedenen Standorten im Land N-Steigerungsversuche zur Ermittlung der Optimalerträge durchgeführt. Ende der 80er Jahre, unter dem Eindruck hoher Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurden diese Versuche genutzt, um anhand der Nullparzellen die N-Nachlieferung aus dem Boden während der Vegetationszeit abzuschätzen und als kultur- und bodenspezifische Kenngrößen bei der amtlichen Düngebedarfsermittlung zu berücksichtigen (LAP 1998). Anfang der 90er Jahre wurden regionale und saisonale Unterschiede der Mineralisierung baden-württembergischer Böden genauer untersucht und versucht, die Mineralisierungsprozesse funktionell zu beschreiben (MEYER 1990, REINFELDER 1992, LORENZ 1992, RÜCK 1993). Die Prognose anhand von Stickstoffparametern, die über chemische Extraktionsverfahren ermittelt wurden, erwies sich als unbefriedigend; die Kombination mit Bodenfeuchte und -temperatur erschien allerdings aussichtsreich (STAHR 1992). HONISCH (1996) gelang es für einen Lößstandort im Kraichgau die Freilandmineralisierung im Frühjahr anhand von Brutversuchen und der Parametrisierung von Witterungseinflüssen zu beschreiben. Ergänzend haben YILMAZ (1998) und TURABAHİKA (1999) auch die Mineralisierungsprozesse nach der Ernte bis über den Zeitraum Herbst-Winter untersucht, die insbesondere hinsichtlich des Themas Nitratauswaschung einen wichtigen Aspekt darstellen. Aufgrund der unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen stellten sie eine hohe Variabilität der mineralisierten N-Mengen fest (vgl. Kap. 4.6.6.5).

Zur Untersuchung der **Einflussfaktoren** auf die Mineralisierungsprozesse wurde die Netto-Mineralisation in Freilandbrutversuchen anhand von Runge-Proben bzw. anhand von Bodenkernen (soil-core-Methode) bestimmt (HONISCH 1996). Große Schwankungsbreiten der Mineralisierung wurden festgestellt, da diese abhängig ist vom N-Vorrat des Bodens, der N-Verfügbarkeit (Humusqualität, C/N-Verhältnis der Erntereste), von Bodentemperatur und -feuchte, von der Nährstoffversorgung und den Milieubedingungen für die Mineralisierer (Bakterien, Pilze, Actinomyceten), von der Bewirtschaftungsweise (Bodenbearbeitung, Düngung, Ernte) und v. a. von der Kultur selbst, da diese über ihre Vegeta-

tionsdauer und dem daraus resultierenden Substratangebot (Wurzelexsudat, abgestorbene Feinwurzeln) eine entscheidende Rolle hinsichtlich der Nachlieferung aus dem Boden spielen (SAUERBECK & JOHNNEN 1976, LOCHMANN ET AL. 1989, MEYER 1990). So stellten VILSMEIER UND GUTSER (1988) für Zuckerrübenblätter mit unterschiedlichem C/N-Verhältnis sehr unterschiedliche Mineralisierungsraten fest und MAYER (1990) ermittelte bei gleichem N-Vorrat für kalkhaltige Böden eine geringere N-Nettomineralisierung als für kalkarme, wofür er zum einen hohe Umsatzraten und Denitrifikationsprozesse verantwortlich macht, die durch das neutrale bis leicht alkalische Milieu begünstigt werden, zum anderen sieht er die Ursache darin, dass in kalkhaltigen Böden verstärkt schwer abbaubare Ton-Humus-Komplexe gebildet werden.

Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungszyklen wirken mineralisierungsfördernd (BIRCH 1958, MAYER 1990, NEU & OLFS 1996), was sich auf verschiedene Faktoren zurückführen lässt: (i) Durch Aggregatzerfall wird die Oberfläche vergrößert, (ii) tote bzw. remineralisierte Bakterienbiomasse stellt ein optimales Substrat (C/N-Verhältnis von 10:1) für die sich neu entwickelnde Bakterienflora dar, (iii) Bakterien passen während des Austrocknungsprozesses die Osmoregulation der Zellen an und produzieren vermehrt lösliche organische Verbindungen, die bei Wiederbefeuchtung spontan wieder ausgeschieden werden (THOMAS ET AL. 1987). Verschiedene Autoren (BROADBENT 1965, FLEIGE ET AL. 1971, WESTERMAN & KURTZ 1973) berichten, dass **N-Düngung** die Mineralisierung begünstigt, da die Mikroorganismen zu gesteigerter Mineralisierungsaktivität angeregt werden. Im Gegensatz dazu ermittelte HONISCH (1996) eine höhere N-Mineralisierungsleistung bei den ungedüngten Varianten. TURYABAHIKA (1999) bestätigt, dass die mineralisch gedüngten Varianten die geringsten Mineralisationsraten zeigen und verweist auf ENGELS & KUHLMANN (1993), die ebenfalls einen Rückgang der N-Mineralisation mit steigendem N-Angebot beobachteten. Auch die Mineralisierung von Stallmist oder Kompost verläuft langsam, da diese Stoffe bereits teilweise humifiziert sind (SCHEFFERSCHACHTSCHABEL 2002).

Die jährliche Mineralisationsrate liegt in der Größenordnung von 1 bis 5 % des N-Vorrats (MARTIN & SAUERBORN 2006); absolut können jährlich mehrere 100 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ freigesetzt werden (STAHR 2008). Die jahreszeitlichen Schwankungen sind allerdings sehr hoch. Im Frühjahr und Sommer liegt die Netto-Mineralisierung in Böden mit günstiger Durchlüftung und Wasserversorgung bei ca. $1\text{--}1,5 \text{ kg N/ha}\cdot\text{d}^{-1}$, in Ausnahmefällen bei bis zu $5 \text{ kg N/ha}\cdot\text{d}^{-1}$. Im Winter dagegen oder bei ungünstigen Mineralisierungsbedingungen, z. B. Sommertrockenheit, sind Werte unter $0,5 \text{ kg N/ha}\cdot\text{d}^{-1}$ zu beobachten (STAHR ET AL. 1992).

Immobilisierung

Bei stickstoffarmen Ernteresten erfolgt die Mineralisierung langsamer als bei stickstoffreichen, da zunächst mineralischer Stickstoff (NH_4^+) aus dem Boden aufgenommen wird (= Immobilisierung), um die Mikroorganismenpopulation aufzubauen, die die Streu schließlich mineralisiert (BINGEMAN ET AL. 1953, LOCHMANN ET AL. 1989, RÜCK 1993, HONISCH 1996). NIEDER ET AL. (1995b) ermittelten sogar noch im Folgejahr (März bis Juni) eine mikrobielle N-Immobilisierung von 80 kg N/ha (0-30 cm) unter Winterweizen als Folge der Stroheinarbeitung im Vorjahr.

Generell hängen die Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse im Boden vom Bodenklima (Temperatur, Feuchte) und weiteren Standortfaktoren (z. B. pH-Wert und C_{org} -Gehalt) ab. Beide Prozesse können auf kleinstem Raum parallel nebeneinander stattfinden. Entscheidend ist das C/N-Verhältnis, ab einem C/N-Verhältnis > 20 (z. B. Getreidestroh ca. 100) überwiegt die Immobilisierung die Mineralisierung. Eine N-Zufuhr über Düngung oder die Einarbeitung einer Begrünung kann die Strohrotte deutlich beschleunigen. Das Einbringen/Einarbeiten von Substanzen (z. B. Erntereste, Begrünung, Dünger) in den Boden führt häufig zu Störungen des vorhandenen Gleichgewichts im Boden mit unerwartet starken Mobilisierungs- oder auch Immobilisierungsschüben (Priming-Effekte). KUZUYAKOV ET AL. (1997) geben einen Überblick über die möglichen Ursachen positiver und negativer Priming-Effekte.

Im Anschluss an die N-Immobilisierung setzt häufig eine Phase erhöhter Mineralisierung ein (MAYER 1990, STAHR ET AL. 1992). Besonders deutlich wird dies, wenn Zuckerrübenblätter auf dem Feld verbleiben: TURZYBAHIKA (1999) ermittelte bei der Folgefrucht Winterweizen überproportional hohe Nettomineralisierungsmengen von 270 kg N/ha. HONISCH (1996) stellte einen verstärkten Anstieg der Mineralisierung zu Jahresbeginn (Februar/März) fest, der auf die Mineralisierung von in der **Zwischenfrucht** Senf gebundener N-Mengen zurückzuführen war. Die Fruchtfolgegestaltung stellt somit eine wesentliche Einflussgröße für die Höhe der Mineralisierung dar. Innerhalb einer Kulturart kann die Mineralisierung auch aufgrund unterschiedlicher **Bestandsentwicklung** variieren. Je besser der Bestand entwickelt ist, desto stärker ist die Beschattung und Kühlung und umso geringer die N-Mineralisation (TURZYBAHIKA 1999). Nach durchlüftungsfördernd und oberflächenvergrößernd wirkender **Bodenbearbeitung** setzt mit einer gewissen Verzögerung ein Anstieg der Netto-Mineralisation ein, wenn die Bodentemperaturen ausreichend hoch sind. Bei RÜCK (1993) führte die Bodenbearbeitung im Februar bei niedrigen Temperaturen zu keinem Anstieg der Nettomineralisierung. Zudem können insbe-

sondere im Unterboden sehr schnell **denitrifizierende Bedingungen** auftreten, so dass nur sehr geringe oder gar negative Werte für die Mineralisierung beobachtet werden (LORENZ 1992, HONISCH 1996).

Denitrifikation

Die Denitrifikation ist die biochemische Reduktion von Nitrat (NO_3) und Nitrit (NO_2) zu Stickoxiden (NO , N_2O) und molekularem Stickstoff (N_2). Sie läuft vorwiegend ab bei hoher Wassersättigung der Böden bzw. eingeschränkter Durchlüftung und in Gegenwart leicht verfügbarer organischer Kohlenstoffverbindungen, wie sie vor allem in Ernterückständen, Gründüngung und organischen Wirtschaftsdüngern (besonders bei engem C/N-Verhältnis) enthalten sind. Allerdings kann es auch bei geringerer Wassersättigung und hohen Gehalten an organischer Substanz oder auch bei häufiger und intensiver Durchfeuchtung und Austrocknung zu wesentlicher Denitrifikation kommen, da durch den hohen Anteil leicht verfügbaren Kohlenstoffs im Boden die mikrobielle Aktivität stark erhöht und der Sauerstoffbedarf so hoch ist, dass er die Nachlieferung durch Diffusion überschreitet und somit O_2 -arme Bereiche entstehen. Ab 5°C steigt die Denitrifikation bis auf ein Maximum bei $65\text{--}75^\circ\text{C}$ an; bei einem pH-Wert zwischen 6 und 8 ist sie am höchsten.

Im Jahresverlauf schwanken Denitrifikationsverluste sehr stark. Während sie im Sommer oft sehr niedrig sind, traten die höchsten Verluste zwischen November und März auf (BRAUN 1994). „Kritische“ Zeiträume sind vor allem feuchtwarme Perioden nach N-Düngung und/oder starker Mineralisierung und Nitrifikation, in denen der Pflanzenbestand nicht geschlossen ist bzw. Grünland eine Schädigung durch Schnitt oder Abweidung erfahren hat, und somit Nitrat und Wasser nicht in großem Umfang aufnehmen kann (HACK 1999). Denitrifikationsprozesse treten allerdings nicht nur in der Bodenzone, sondern auch in der ungesättigten Zone (Dränzone) und v. a. im Grundwasser auf. In der Literatur werden Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone nur selten behandelt. Das deutet darauf hin, dass ein Nitratabbau dort bestenfalls sehr gering ist bzw. nur in Horizonten mit fossilen organischen Einlagerungen nennenswerte Beträge erreicht (RÖDELSPERGER ET AL. 2004).

Im Mittel liegt die denitrifizierte N-Menge im Bereich zwischen 9 und 15 % der zugeführten N-Düngemenge, wovon ca. 1,1 % als N_2O emittiert werden (SCHEFFER & SCHACHSCHABEL 2002, 312). Das UBA (2008) gibt für Deutschland N-Emissionen aus der Landwirtschaft von durchschnittlich 18 kg N_2 , 5 kg $\text{NO}_2\text{-N}$ und knapp 2 kg $\text{NO}_x\text{-N}$ pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche an, weist aber darauf hin, dass diese Werte und insbesondere die N_2 -Emissionen möglicherweise erheblich unterschätzt sind.

Anhand von Langzeit-Feldexperimenten ermittelten KAISER & RUSER (2000) jährliche N_2O -Emission zwischen 0,5 und 16,8 kg N_2O -N/ha. N_2O ist ein klimarelevantes Spurengas, das in der Troposphäre am Treibhauseffekt und in der Stratosphäre am Abbau der Ozonschicht beteiligt ist. In den gemäßigten Breiten werden im Frühjahr und Herbst die höchsten N_2O -Emissionen registriert, wovon sich funktionale Zusammenhänge mit der Bodentemperatur und –feuchte ableiten lassen, aber auch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung, Bewässerung, Bodenbearbeitung und das Management der Erntereste spielen eine Rolle. MOGGE ET AL. (1995) stellten fest, dass Fruchtfolgebewirtschaftung mit langjähriger Festmistapplikation signifikant höhere N_2O -Freisetzung verursacht als Monokulturfläche Mais mit Gülledüngung. Als Ursache vermutet er, dass Erntereste und Festmist zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse führen und damit auch verstärkt Denitrifikationsprozesse ablaufen. Eine hohe räumliche Variabilität der Denitrifikationsverluste aufgrund der durch Erntereste induzierten Heterogenität mikrobiell verfügbaren Kohlenstoffs (SCHMIDT 1998) oder der räumlichen Variabilität bodenchemischer und –physikalischer Eigenschaften ist dokumentiert (ERNST ET AL. 1995). Der hohe Anteil bodenbürtigen Stickstoffs an den N_2O -Emissionen unterstreicht die Bedeutung des mikrobiell umsetzbaren N-Pools. Insofern führen langjährig intensiv organisch gedüngte Böden zu höheren N_2O -Verlusten, insbesondere in Kombination mit mineralischer Düngung (GUTSER ET AL. 2000). Dabei beeinflusst neben der Höhe der N-Düngung auch die Düngeform (flüssig/fest), die Düngerverteilung (flächig/in Reihe oder „unter Fuß“), die Applikationshäufigkeit und -technik die Höhe der Denitrifikationsverluste. Die Injektion von Gülle in den Boden führt zu relativ hohen N_2O -Emissionen, sofern keine C-reduzierte Gülle verwendet wird (DOSCH & GUTSER 1995).

Mineralische NH_4 -Fixierung

NH_4 -Ionen aus der Ammonifikation oder aus NH_4 -Düngern werden an Tonminerale fixiert bzw. reversibel gebunden. Zur Defixierung von NH_4^+ -Ionen kommt es, wenn die NH_4 -Konzentration der Bodenlösung durch die NH_4 -Aufnahme der Pflanzen oder durch Nitrifikation unter die Gleichgewichtsbodenlösung absinkt. NIEDER ET AL. (1995a) berichten von zahlreichen Freiland-Untersuchungen auf Lößboden, bei denen zur Hauptwachstumszeit im Frühjahr/Frühsummer eine Defixierung in der Größenordnung zwischen 50 und 200 kg N/ha (0–30 cm) beobachtet wurde. Dabei zeigten die betriebsüblich gedüngten Varianten eine geringere Defixierung; waren also weniger stark auf bodenbürtigen Stickstoff angewiesen. Im Spätsommer/Herbst ermöglichte die spätsommerliche N-Mineralisation eine NH_4 -Refixierung in Höhe von immerhin 50 bis 100 kg N/ha (0-30 cm). Fixierung

und Defixierung von NH_4 -Ionen an Ton-Humus-Komplexen scheinen in erster Linie durch die N-Düngung und Mineralisation sowie durch den Pflanzenentzug und die mikrobielle N-Assimilation gesteuert zu sein. Die mineralische NH_4 -Fixierung kann somit eine erhebliche Quelle und Senke für mineralischen Stickstoff darstellen.

Humifizierung

Während der Mineralisierung, dem vollständigen Abbau der organischen Substanz zu anorganischen Verbindungen erfolgt gleichzeitig mit der Humifizierung eine stetige Umwandlung der im Boden verbleibenden organischen Substanz in hochmolekulare organische Verbindungen (Huminstoffe), die gegen Mineralisierung stabilisiert sind. Ist die Humusbilanz positiv (Humifizierung \geq Mineralisierung), so erfolgt Humusaufbau; ist sie negativ so erfolgt Humusabbau, was mit entsprechenden N-Umsetzungsprozessen und einer Änderung des N-Vorrats im Boden einhergeht. Der Humusgehalt ist eine Funktion der Standorteigenschaften und der Nutzung. Bei längerfristig, d. h. 30–50 Jahre konstanten Bewirtschaftungsbedingungen, stellt sich ein Humusgehalt ein, der charakteristisch ist für den Gleichgewichtszustand zwischen Mineralisierung und Humifizierung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Konkrete Zielwerte für den „richtigen“ Humusgehalt bei bestimmten Standorteigenschaften und bestimmter Nutzung sind schwer festzulegen. Deshalb wird ersatzweise in der Praxis über die längerfristige Bilanzierung des Humusauf- und -abbauenden Prozesses der Humussaldo als Maß für die Humusreproduktion in Abhängigkeit von der jeweiligen Bewirtschaftung herangezogen (VDLUFA 2004). Aus Sicht des Wasserschutzes sind Böden mit hohen Humusgehalten bzw. Böden deren Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht ist (z. B. Moorböden, Böden nach Grünlandumbruch) problematisch, da es in Folge des relativ hohen Mineralisierungspotentials zu N-Austrägen in die Hydrosphäre kommen kann (FREDE UND DABBERT 1998).

Proteinsynthese

Die **Pflanzen** nehmen mit ihren Wurzeln aus der Bodenlösung vorwiegend NO_3^- und mit geringem Anteil NH_4^+ oder Harnstoff auf, welche aus Ammonifikations- und Nitrifikationsprozessen organischer Substanz, der Hydrolyse organischer und mineralischer Dünger, sowie der atmosphärischen N-Deposition resultieren. In Stresszeiten kann die Pflanze allerdings auch über die Blätter Stickstoff aufnehmen, entweder als gasförmigen NH_3 oder in gelöster Form als NH_3 , NH_4^+ bzw. Harnstoff. Nitrat wird teilweise noch in der Wurzel zu Amiden und Aminosäuren reduziert, welche dann in die jüngsten Pflanzenorgane und ausgewachsenen Blätter transportiert werden, um daraus hochmolekulare Protein-Biomasse aufzubauen. Die N-Abfuhr mit der Ernte liegt je nach Kultur bei 100 bis

400 kg N/ha, die in der Restpflanze immobilisierte N-Menge etwa halb so hoch. Auch **Mikroorganismen** nehmen aus der Bodenlösung NH_4^+ für die Synthese von Zellbestandteilen auf (= mikrobielle N-Immobilisierung). Die NH_4 -Ionen resultieren v. a. aus der Ammonifikation von Ernteresten, Wurzelexsudaten, Gründüngung und aus organischen oder mineralischen Düngern, die aufgrund eines geringen C/N-Verhältnisses ausreichend leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff als Energiequelle (Elektronendonator) für die Mikroorganismen zur Verfügung stellen. NIEDER ET AL. (1995b) stellten fest, dass der Dünger-Stickstoff zunächst fast vollständig in die mikrobielle Biomasse inkorporiert wurde und anschließend innerhalb von 2 bis 6 Wochen größtenteils wieder remobilisiert wurde. Auch tote bzw. remineralisierte Bakterienbiomasse ist ein wichtiges Substrat, für den Aufbau neuer mikrobieller Biomasse (= „mikrobiell Loop“). Im jahreszeitlichen Verlauf erreicht der mikrobiell gebundene N in der Haupt-Vegetationszeit sein Maximum, wobei mehr als 100 kg N/ha (0-30 cm) immobilisiert und auch wieder mineralisiert werden können.

Ammoniakverflüchtigung

Übersteigt die bei der Ammonifikation gebildete NH_4 -Menge den Bedarf der Mikroorganismen, so verbleibt NH_4^+ in der Bodenlösung und steht im Lösungsgleichgewicht mit NH_3 . Bei einem Anstieg des pH-Wertes oder der Temperatur verschiebt sich das Gleichgewicht zu Gunsten der NH_3 -Bildung, was zu verstärkter Ammoniak-Verflüchtigung führt. Ammoniak verflüchtigt sich auch direkt aus tierischen Ausscheidungen im Stall, aus Lagerbehältern und bei der Ausbringung. Insbesondere bei letzterer treten hohe, aber je nach Gülleform (fest, flüssig), tierartspezifischer Herkunft, Ausbringungstechnik, Bodeneigenschaften, Witterung und Einarbeitungszeitpunkt stark variierende NH_3 -Verluste auf (AMBERGER 1990, HUBER & AMBERGER 1989, HORLACHER & MARSCHNER 1990). Auch bei mineralischen Düngern, können nach Amberger (1990) bis zu 10 % des mit mineralischen Düngern (v. a. Harnstoff, AHL und Alzon) applizierten Ammoniums verflüchtigen. Aufgrund seiner schnellen, regionalen Deposition spielt die Ammoniakverflüchtigung innerhalb des N-Kreislaufs eine wichtige Rolle. In Deutschland gelangen ca. 60 % des insgesamt von der Landwirtschaft emittierten reaktiven Stickstoffs in die Atmosphäre, woran Ammoniak mit 82 % beteiligt ist (UBA 2009). Dies entspricht 30 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche. Die NH_3 -Emissionen aus der Viehhaltung und bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger stellen dabei knapp 70 %, die NH_3 -Emissionen aus Mineraldüngern und der atmosphärischen N-Deposition stellen weitere ca. 15 %.

Biologische N₂-Fixierung

Luftstickstoff (N₂) kann von einigen freilebenden Mikroorganismen (z. B. Cyanobakterien, Clostridium-Arten) und v. a. von in Symbiose mit Leguminosen lebenden Mikroorganismen (Knöllchenbakterien) mit Hilfe des Enzyms Nitrogenase katalytisch in NH₃ gespalten und zum Aufbau der mikrobiellen Biomasse verwendet werden. Leguminosen (z. B. Soja, Klee, Luzerne, Erbsen) können jährlich etwa 200 bis 400 kg N/ha fixieren, freilebende Stickstofffixierer, z. B. Azotobacter binden dagegen nur max. 30 kg N/ha*a (STAHR ET AL. 2008). Für Deutschland wird eine biologische N-Fixierung von 14 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche angegeben (UBA 2009).

Atmosphärische N-Deposition

Der Eintrag reaktiver N-Verbindungen über die atmosphärische Deposition ist teils durch natürliche Prozesse (Gewitter), teils durch anthropogene Aktivitäten insbesondere durch die Nutzung fossiler Brennstoffe, die Verbrennung von Biomasse, die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung sowie die Trockenlegung von Feuchtgebieten bedingt. Als Hauptverursacher gilt allerdings die Tierhaltung mit ihren NH₃- und N₂O-Emissionen. Bei der nassen Deposition erfolgt der Eintrag über wässrige Niederschläge wie Regen, Schnee und Hagel, bei der trockenen Deposition erfolgt der Eintrag über feste Partikel (Staub), kleine flüssige Partikel (Nebel- und Wolkentröpfchen) oder über Gase, die sich auf der Erdoberfläche ablagern. Nach den von der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (vTi) auf Basis der Aktivitätsdaten ermittelten NH₃-Emissionen lag im Jahre 2004 die nationale mittlere Gesamtdeposition reaktiver N-Verbindungen bei 27,4 kg N/ha, während die Berechnungsergebnisse des europäischen Programms EMEP (50 x 50 km²-Raster) mit 16,3 kg N/ha deutlich niedriger liegen (GAUGER ET AL. 2008). Anhand der EMEP-Berechnungen werden der jährliche grenzüberschreitende Import auf 0,26 Mio t N und der Export auf fast 0,7 Mio t geschätzt (UBA 2009). Da allerdings die atmosphärische N-Bilanz nicht ausgeglichen ist, liegen offensichtlich noch deutliche Unschärfen bei der Quantifizierung der gasförmigen N-Verbindungen vor.

Ammoniaksynthese

Die Herstellung von synthetischem Ammoniak aus Luftstickstoff (N₂) und Wasserstoff (H₂) nach dem Haber-Bosch-Verfahren ist Grundlage für die Produktion von Mineraldüngern, die insbesondere seit den 50er Jahren in großen Mengen in den N-Kreislauf eingebracht werden. Der nationale Düngemittelabsatz beträgt jährlich 1,8 Mio t N, was einer Mineraldüngermenge von 106 kg N pro Hektar landwirtschaftliche Fläche entspricht (UBA 2009).

Weltweit werden jährlich ca. 100 Mio t N über die Ammoniaksynthese in reaktiven Stickstoff umgewandelt und als Mineraldünger in den N-Kreislauf eingebracht.

Auswaschung

NO₃-Ionen sind leicht wasserlöslich, können mit dem Sickerwasser verlagert und ggf. aus der durchwurzelten Bodenzone ins Grundwasser ausgewaschen werden. Zusätzlich werden, insbesondere in hängigem Gelände gelöste N-Verbindungen (v. a. NO₃- und NH₄-Ionen) mit dem Oberflächenabfluss abgeschwemmt oder als partikulär gebundene N-Verbindungen bei Erosionsereignissen in die Oberflächengewässer eingetragen. Diese diffusen Einträge in Grund- und Oberflächengewässer werden für Deutschland auf 0,6 Mio t N geschätzt, wobei knapp 70 % ins Grundwasser emittiert werden. Mehr als 75 % der diffusen Einträge resultieren aus der Landwirtschaft (UBA 2009). Vergleicht man die landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse mit den Emissionsinventaren für die Atmosphäre und Hydrosphäre, so wird deutlich, dass eine nicht unerhebliche Menge von 0,7 Mio t N der in der Landwirtschaft überschüssigen reaktiven N-Verbindungen fehlt. Offensichtlich gibt es bei den Bilanzgrößen Unschärfen, insbesondere ist die Quantifizierung der Umwandlung von reaktiven N-Verbindungen in elementaren Luftstickstoff (N₂) mit großen Unsicherheiten behaftet. Ferner wird von einer erheblichen Akkumulation reaktiver N-Verbindungen in terrestrischen Ökosystemen, insbesondere Agrarökosystemen ausgegangen. Die damit einhergehenden erhöhten N-Umsatzraten, insbesondere die hohen N-Mineralisierungsraten könnten das Nitratauswaschungsrisiko zukünftig erhöhen.

2.2 Ansätze zur Ermittlung des N-Austrags

Die komplexen N-Umsetzungsprozesse machen deutlich, dass der N-Austrag mit dem Sickerwasser von einer Vielzahl räumlich und zeitlich abhängiger Effekte bestimmt wird. Die Beschreibung und Quantifizierung des N-Austragsgeschehens ist deshalb sehr schwierig. Die exakteste Methode ist die Messung der Sickerwassermenge und deren Nitratkonzentration mit Hilfe kontinuierlich beprobter Lysimeter. Allerdings ist dies sehr aufwändig und in Baden-Württemberg existieren nur ca. 30 Lysimeter-Stationen mit vorwiegend Grünland- und Waldnutzung, die von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) zur Erfassung der Grundwasserneubildung betrieben werden (LUBW 2006e). Die Ermittlung des Nitrataustrags aus Ackerflächen wird häufig mit Hilfe von Saugkerzen durchgeführt. Dabei wird für diskrete Zeitschritte die Nitratkonzentration der Bodenlösung mit der Sickerwassermenge, die anhand der Wasserhaushaltsgleichung berechnet wurde, hochgerechnet (LAWA 2005). Eine sehr

häufig angewendete Methode ist die Abschätzung anhand von Nmin-Werten im Boden (u. a. HONISCH 1996). Dabei wird unterstellt, dass sich die anhand der Nmin-Methode in 60-90 cm Tiefe extrahierte Nitratmenge vollständig in der Bodenlösung befindet. Anhand der ermittelten Sickerwassermenge oder anhand der Wasserhaushaltsgleichung berechneten Sickerwassermenge und der Wasserhaltefähigkeit (Feldkapazität) des Bodens, ergibt sich der N-Austrag. Werden die Nmin-Werte in relativ engen zeitlichen Abständen erhoben, so kann eine relativ gute Abschätzung des N-Austrags erfolgen, allerdings unter Vernachlässigung der austragsrelevanten Prozesse „N-Aufnahme durch die Vegetation“, „Nachlieferung aus dem Boden“ und „Denitrifikation“ (ROHMANN 1996, STURM & KIEFER 2003 UND 2005, STURM ET AL. 2004). In jüngerer Zeit werden auch Ionenaustauscher eingesetzt, mit denen die N-Fracht für einen diskreten Zeitraum ermittelt werden kann (BISCHOFF 2007).

Herbst-Nmin-Werte des Bodens

Die oben vorgestellten Verfahren sind letztlich nur im Feldmaßstab anwendbar, lediglich die Abschätzung anhand der Nmin-Werte könnte ggf. auch für größere Gebiete eingesetzt werden, da auf der Grundlage der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) in den Wasserschutzgebieten Baden-Württembergs jährlich im Herbst umfangreiche Nmin-Bestimmungen durchgeführt werden (UM 2001). Nach OSTERBURG ET AL. (2007) entsprechen Herbst-Nmin-Werte der N-Auswaschungsfracht, wenn auszuschließen ist, (i) dass es bereits vor der Probenahme zu Verlusten kommt, (ii) nach der Beprobung keine bedeutende Mineralisierung mehr erfolgt und (iii) die winterliche Sickerwasserrate zum vollständigen Austausch des Bodenwassers bis 90 cm Bodentiefe führt. HEROLD ET AL. (1996) fanden eine enge Beziehung zwischen den Nmin-Werten im Herbst und der Nitratkonzentration im Sickerwasser in der nachfolgenden winterlichen Auswaschungsperiode. Von anderen Autoren wird die Aussagekraft der Herbst-Nmin-Werte hinsichtlich der Nitrat- auswaschungsgefährdung etwas kritischer gesehen. Nach Feldversuchen von RÜCK & STAHR (1996) im Donauried sind Nmin-Werte und Nitratkonzentration im Sickerwasser zwar schwach positiv korreliert, aber nicht im Verhältnis 1 : 1 sondern 1,5 : 1 bis 100 : 1. Aus den Regressionsgeraden für die verschiedenen Böden lässt sich ableiten, dass bei einem Herbst-Nmin von 45 kg N/ha nur maximal 12 kg N/ha ausgewaschen werden. Etwas enger ist das Verhältnis, wenn statt des Nmin-Wertes 0-90 cm der Nmin-Wert 60–90 cm herangezogen wird und anhand des Wasservolumens (Bodenwasserbilanz) die Nitratkonzentration in der Bodenlösung berechnet wird. Diese Konzentrationen lagen etwa um den Faktor 2,5 höher als die Konzentration des mit Hilfe von Saugkerzen gewonnenen Sickerwassers. Auch RUPP (1987) stellt für württembergische Rebanlagen eine Über-

schätzung der berechneten Nitratkonzentration in der Bodenlösung gegenüber den Messwerten im Porenwasser von Saugkerzen fest, allerdings nur bei geringen N_{min}-Werten; für hohe N_{min}-Werte sind die berechneten Konzentrationen eher unterschätzt. Letztlich wird die Saugkerzenmethode als geeigneter angesehen, um die tatsächliche Nitrat Auswaschung zu quantifizieren, da der Bodenkörper ungestört bleibt und die Auswaschung primär über die Grobporen erfolgt.

Auch GÖLZ-HUWE ET AL. (1989) kamen zu dem Ergebnis, dass die Herbst-N_{min}-Werte (0-90 cm) zwar mit der winterlichen Auswaschung (gemessen als Nitratkonzentration im Dränwasser sowie berechnet als Nitratkonzentration der Bodenlösung) korrelieren, aber nicht gleichzusetzen sind. Die Regressionskurven zeigen, dass bei einem N_{min}-Wert von 45 kg N/ha zwischen 10 kg N/ha (Ladenburg, schwerer lehmiger Aueboden) und maximal 34 kg N/ha (Bruchsal, leichter sandiger Boden) ausgewaschen werden. SPRINGOB & MOHNKE (1995) zeigen allerdings, dass der Auswaschungsverlust den Herbst-N_{min}-Wert übertreffen kann, wenn noch nach dem Probenahmetermin N mineralisiert wird und sandige Böden mit geringer Feldkapazität vorliegen.

HUND-GÖSCHEL ET AL. (2007) haben auf der Basis von langjährigen Herbst-N_{min}-Werten und der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers den Nitratedeintrag und -transport für das Grundwasser des Sanierungsgebietes Rheinau bei Mannheim simuliert. Um die historisch gemessenen Nitratkonzentrationen nachbilden zu können, waren ab den 70er Jahren großräumig sehr hohe N_{min}-Werte von mehr als 145 kg N/ha anzunehmen. Dies erscheint sehr viel, so dass die Autoren darauf hinweisen, dass möglicherweise extrem hohe N_{min}-Werte, die durch die statistische Erhebung des 10., 50. und 90. Perzentils nicht erfasst wurden, erheblich zum Nitratedeintrag beitragen können. Die Ermittlung eines zeitlichen Trends im N_{min}-Gehalt ist oft nur nach Bereinigung witterungsbedingter Einflüsse möglich (SCHWEIGERT 2002, SCHWEIGERT & ZIMMERMANN 2003, KETELSEN ET AL. 2003). Die N_{min}-Gehalte der Wasserschutzgebiete Baden-Württembergs zeigen v. a. Anfang der 1990er Jahre einen starken Rückgang, im weiteren Verlauf hat sich dieser nur bei einzelnen Kulturen, z. B. Mais, Tabak, Erdbeeren, Baumschulen fortgesetzt (ÜBELHÖR ET AL. 2009). Generell muss ergänzend hinzugefügt werden, dass nur in ebenem Gelände die Sickerwassermenge der Grundwasserneubildung annähernd entspricht und die z. B. anhand von N_{min}-gehalten des Bodens berechnete Austragsfracht dem N-Eintrag ins Grundwasser gleich kommt. In hängigem Gelände wird dagegen ein unter Umständen erheblicher Teil der N-Austragsfracht über den Oberflächen- und Zwischenabfluss den Oberflächengewässern direkt zugeführt. Trotzdem ist ein prinzipieller Zusammenhang zwischen

erhöhten Nmin-Gehalten im Herbst und erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser unbestritten. Allerdings scheint der Nmin-Gehalt des Bodens für eine gute Quantifizierung auch früherer N-Eintragsfrachten ins Grundwasser eher ungeeignet zu sein. Vor allem sind keine flächendeckenden Nmin-Daten für mesoskalige Gebiete wie z. B. den Oberrheingraben verfügbar. Die Übertragung der vorliegenden Messwerte aus den Wasserschutzgebieten auf größere Raumstrukturen und das elsässische Projektgebiet erscheint nicht statthaft, da die Nmin-Gehalte in Abhängigkeit von Kulturart, Standort, Bewirtschaftung und Witterungseffekten eine hohe Variabilität zeigen

N-Haushaltsmodellierung

Die Ermittlung des N-Austrags anhand einer tagesgenauen mathematischen Beschreibung des Stickstoff- und Bodenwasserhaushalts ist mit Hilfe sogenannter prozessorientierter N-Haushaltsmodelle (vgl. Kap. 3.2.2) möglich. Prinzipiell ist deren Anwendung auch für größere Gebiete möglich. Allerdings mit einer Zunahme an Unschärfen, denn es müssen für die Berechnungen Generalisierungen (Standorteigenschaften, Witterungsdaten und Bewirtschaftungsweisen) vorgenommen werden und die Ergebnisse schließlich mit einem geeigneten Regionalisierungsverfahren repräsentativ in der Fläche abgebildet werden. Da diese Modelle zunächst validiert und i. d. R. rekali­briert werden müssen, ist der Einsatz sehr zeitaufwändig und aufgrund der Datenverfügbarkeit oft eingeschränkt.

N-Bilanzierung

Eine N-Bilanzierung ist die Gegenüberstellung von N-Einträgen und N-Austrägen einer klar definierten Bezugsebene über einen möglichst mehrjährigen Zeitraum (VDLUFA 2007). Der berechnete N-Saldo wird als Indikator sowohl hinsichtlich der Nährstoffeffizienz als auch hinsichtlich der Gefährdung der Umwelt und der Bodenfruchtbarkeit angesehen. Die Umweltgefährdung bezeichnet das Potenzial für die Verluste an Atmosphäre und Hydrosphäre. Da aus Sicht des Landwirts die Größen atmosphärische Deposition und Denitrifikation nicht veränderbar sind, bleiben diese Bilanzglieder im landwirtschaftlichen Kontext i. d. R. unberücksichtigt. Die zeitliche Bezugseinheit ist das Anbaujahr, d. h. die N-Zufuhr muss mit der zugehörigen N-Abfuhr bilanziert werden (= periodenechte Bilanzierung). Ausgehend vom landwirtschaftlichen Betrieb können Hoftorbilanzen, Feldbilanzen oder einzelne Schlagbilanzen erstellt werden (Abb. 3).

Die für eine **Hoftorbilanz** erforderlichen Daten sind buchmäßig belegt bzw. berechnet, woraus sich folgern lässt, dass Hoftorbilanzen den tatsächlichen N-Überschuss am genauesten quantifizieren lassen. Sie bilden die „am Hoftor“ erfasste N-Zufuhr über Mineraldünger, Futterzukauf, sonstigem Zukauf (Saatgut, Zucht- und Nutzvieh etc.) sowie

N-Fixierung und die N-Abfuhr über pflanzliche und tierische Marktprodukte sowie sonstigen Verkauf (organische und mineralische Düngestoffe, Stroh etc.) ab. Die Bilanzierung lässt sich in die Bereiche Tierhaltung (Stallbilanzsaldo) und Pflanzenbau (Flächensaldo) differenzieren. Der Stallbilanzsaldo entspricht den NH_3 -Verlusten, die im Stall und bei Lagerung und Ausbringung entstehen. Der Hoftorbilanz-Flächensaldo könnte somit als der maximale potentielle N-Austrag in die Hydrosphäre bezeichnet werden, der sich ergibt, wenn im Boden keine Denitrifikation und keine Änderungen des Stickstoffvorrats im Boden stattfinden.

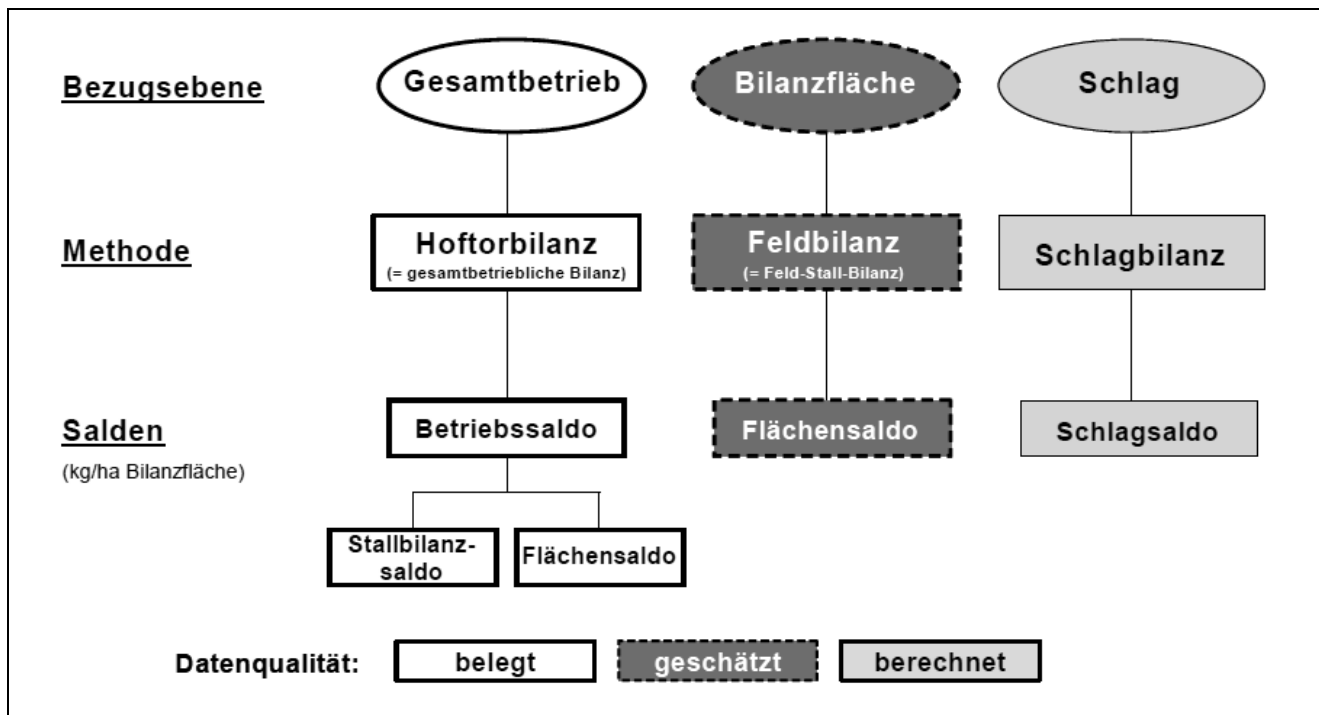


Abb. 3: Übliche Bezugsebenen und Bilanzierungsformen für Nährstoffe im landwirtschaftlichen Betrieb (VDLUFA 2007, 4).

Hoftorbilanzen sind allerdings nur für die Berechnung auf Betriebsebene oder als „nationale Gesamtbilanz“ - d. h. die Landwirtschaft in Deutschland ist ein einziger großer landwirtschaftlicher Betrieb - geeignet. Für Berichtspflichten im Zuge der Umsetzung der Nitratrichtlinie (BMU & BMVEL 2008) wird gemäß PARCOM-Richtlinie (PARCOM 1993) eine nationale Gesamtbilanz mit den Komponenten Flächenbilanzüberschuss und Stallbilanzüberschuss erstellt (BACH ET AL. 1997). Der N-Überschuss der nationalen Gesamtbilanz wird als Indikator für eine nachhaltige Entwicklung Deutschlands herangezogen (BUNDESREGIERUNG 2008). Die Flächenbilanzüberschüsse können mit gewissen Unschärfen für die Bundesländer regionalisiert werden, indem der Mineraldüngeraufwand über die N-Effizienz der nationalen Flächenbilanz ermittelt wird (BMU & BMVEL 2008). Die Erstellung von Hoftorbilanzen im regionalen Maßstab ist allerdings nicht möglich, da auf dieser Ebene die Daten zu Futtermittelimporten, zum Mineraldüngereinsatz sowie die Daten zur

Vermarktungsmenge pflanzlicher und tierischer Produkte nicht verfügbar sind. Für kleinere Einzugsgebiete oder Wasserschutzgebiete könnte allerdings anhand von Modellen auf Betriebsebene eine gute Quantifizierung und gute räumliche Auflösung des N-Austrags erzielt werden. (vgl. Kap. 3.2.4).

Die nach **Feldbilanz** (Flächenbilanz nach Feld-Stall-Methode) berechneten Flächensalden bilden die N-Zufuhr über die Düngung sowie sonstigen Zukauf und die N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt „an der Bodenoberfläche“ für die landwirtschaftlich genutzte Betriebsfläche (= Bilanzfläche) ab (GL 1). Es liegt die Vorstellung zu Grunde, dass zugeführte N-Mengen, die nicht mit dem Erntegut abgefahren werden, zwar zunächst in Ernte- und Wurzelrückständen gebunden sind, aber potentiell ausgewaschen werden können. Die Datenqualität bei der Feldbilanz ist geringer als bei der Hoftorbilanz, einerseits da der N aus Wirtschaftsdünger berücksichtigt und dieser i. d. R. normativ, anhand der Düngeverordnung berechnet wird, andererseits da die N-Abfuhr mit Futterpflanzen und Grünland eher Schätzgrößen sind. Der Bilanzierungsansatz wird im landwirtschaftlichen Kontext oft auch als „einfache Flächenbilanz“ bezeichnet.

$$\begin{aligned}
 \text{N-Flächensaldo} = & \text{Mineraldünger} + \text{Wirtschaftsdünger (abzgl. NH}_3\text{-Verluste)} && \text{kg N/ha} \quad \text{GL 1} \\
 & + \text{sonstiger Zukauf (Saatgut, Zucht- und Nutzvieh etc.)} \\
 & + \text{N-Fixierung} - \text{Marktfrüchte} - \text{Futter und Grünland} - \text{Stroh}
 \end{aligned}$$

Für die Berechnung regional differenzierter N-Überschüsse werden i. d. R. Berechnungsansätze angewendet, die sich an der in GL 1 dargestellten Feldbilanz (Flächenbilanz nach Feld-Stall-Methode) orientieren (vgl. Kap. 2.3).

In der **Schlagbilanz** werden die gleichen Bilanzglieder berücksichtigt wie bei der Feldbilanz, lediglich die Datenherkunft und die Bezugsebene unterscheiden sich. Datenquellen sind schlagbezogene Aufzeichnungen über Düngungsmaßnahmen und Ernteerträge. In Vieh haltenden Betrieben beeinträchtigen die Unschärfen der Koeffizienten für die N-Gehalte im Wirtschaftsdünger und die Schätzwerte für Futterabfahren und Grünland-erträge die Qualität der Ergebnisse, so dass der Schlagsaldo für eine außerbetriebliche Verwendung nur als eingeschränkt geeignet gilt.

Anhand der **Bodenstickstoffbilanz** (STAHR 1992) werden „aus Sicht des Systems Boden-Pflanze“ die wesentlichen Stickstoffumsetzungsprozesse beschrieben (GL 2). Der entscheidende Unterschied zur einfachen Flächenbilanz liegt in der Berücksichtigung der Bilanzglieder Änderung des N-Vorrats im Boden (Δ N-Vorrat) und N-Entzug der Gesamtpflanze. Analog zur Düngedbedarfsermittlung wird das betrachtete System um die Gesamtpflanze und deren N-Bedarf erweitert. Hintergrund ist, dass der für das Pflanzenwachstum

notwendige N über die N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz und über die Düngung gedeckt wird. Die Änderung des N-Vorrats umfasst folgende Größen: Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse, Änderung des N_{min}-Gehaltes im Boden, NH₄-Fixierung an Tonminerale und N-Verluste durch Wasser- und Winderosion. Die Saldierung der Bodenstickstoffbilanz ergibt den Wert 0 unter der Annahme, dass mit den abgebildeten Prozessen der Stickstoffkreislauf vollständig beschrieben ist.

$$\begin{aligned} N\text{-Bodenstickstoffsaldo} = & \text{Mineraldünger} + \text{Wirtschaftsdünger} + N\text{-Fixierung} && \text{kg N/ha} \quad \text{GL 2} \\ & + \text{atmosphärische N-Deposition} + \Delta N\text{-Vorrat} \\ & - N\text{-Entzug Gesamtpflanze} - \text{Denitrifikation} \\ & - \text{NH}_3\text{-Verflüchtigung} - \text{NO}_3\text{-Auswaschung} \end{aligned}$$

hierbei:

$$\begin{aligned} \Delta N\text{-Vorrat} = & \text{Brutto-Mineralisierung} - \text{Brutto-Immobilisierung} + \Delta N_{\text{min}}(\text{Boden}) \\ & + N\text{-Fixierung an Tonminerale} + N\text{-Verluste durch Erosion} \end{aligned}$$

Bei langfristiger und großräumiger Betrachtungsebene kann die Änderung des N_{min}-Gehaltes im Boden, die NH₄-Fixierung an Tonmineralen sowie der N-Eintrag und N-Austrag über Wasser- und Winderosion vernachlässigt werden und ΔN -Vorrat anhand GL 3 vereinfachend beschrieben werden. Die Änderung des N-Vorrats wird auch als Netto-Mineralisierung bezeichnet und kann ein positives oder negatives Vorzeichen haben.

$$\begin{aligned} \Delta N\text{-Vorrat} = & \text{Brutto-Mineralisierung} - \text{Brutto-Immobilisierung} && \text{kg N/ha} \quad \text{GL 3} \\ = & \text{Netto-Mineralisierung} \end{aligned}$$

GUTSER (2006) zeigt anhand eines Langzeitversuches auf, dass aus dem Stickstoffsaldo das Verlustpotential nur bei Berücksichtigung der Veränderung des N-Vorrats des Bodens zu prognostizieren ist. Auch RÜCK (1993), HONISCH (1996) UND YILMAZ (1998) führten schlagbezogene Bodenstickstoffbilanzierungen anhand von Messwerten zur Freilandmineralisierung durch. BILLEN ET AL. (2002) haben u. a. basierend auf den Arbeiten von BOCKSTALLER & GIRARDIN (2000) eine Bilanzierung vorgeschlagen, die es dem Landwirt ermöglichen soll, neben der Berechnung des N-Überschusses auch die N-austragsrelevanten Prozesse im Herbst-Winter-Zeitraum zu berücksichtigen und zu bewerten. Dieser schlagbezogene Ansatz führte auch zur Überlegung, die Prozesse der Mobilisierung und N-Aufnahme durch die Gesamtpflanze möglichst vollständig abzubilden (BILLEN ET AL. 2003). GEBEL ET AL. (2003, 2009) berücksichtigen diese Prozesse im Bilanzierungsansatz des Modells STOFFBILANZ (Kap. 4.3). Da neben den Standortfaktoren Boden und Klima auch die Bewirtschaftung (Einarbeitung der Erntereste, Fruchtfolge, Begrünung etc.) großen Einfluss auf die Stickstoffumsetzungsprozesse hat (YILMAZ 1998, TURABAHKA 1999), werden die Bilanzen kulturartspezifisch erstellt und auch der Zeitraum der Zwischenanbauphase berücksichtigt. Damit werden auswaschungsrelevante Prozesse wie

die Mineralisierung aus Ernteresten und aus dem Humuskörper des Bodens im Herbst-Winter-Zeitraum abgebildet. Dies ist allerdings nur näherungsweise möglich, da die Quantifizierung der Prozesse an sich bereits schwierig ist und die zeitliche Diskretisierung in die Vegetationszeit und die Zwischenanbauphase mit zusätzlichen Unschärfen verbunden ist. Es bietet allerdings die Möglichkeit integral Düngepraxis und Nach-Ernte-Prozesse anhand des kulturartspezifischen N-Saldos zu bewerten. Vereinfachend wurde angenommen, dass die Höhe der N-Aufnahme im Herbst durch Winterungen und Zwischenfrüchte in etwa der Höhe der N-Mineralisierung im Frühjahr aus Ernteresten oder Zwischenfrüchten des Vorjahres entspricht.

Eine vollständige geschlossene regionale Bilanzierung der Stickstoffumsetzungsprozesse im System Boden-Pflanze kann mit Hilfe der im Rahmen der vorliegenden Arbeit entwickelten **N-MASSEN Bilanz** erfolgen (Kap. 5). Die Bilanzierung erfolgt „aus Sicht der Pflanze“, d. h. die Produktion und der Abbau (Mineralisierung) von pflanzlicher Biomasse stehen im Mittelpunkt der Betrachtung. Der Bilanzierungszeitraum ist Vegetationsbeginn bis Vegetationsbeginn. Die Bilanzierung erfolgt kulturspezifisch, der ermittelte N-Saldo ist ein integrales Maß für auswaschungsrelevante Prozesse in der Vegetationszeit und der anschließenden Zwischenanbauphase. Der Bilanzierungsansatz basiert auf den Annahmen, dass

- Zwischenfrüchte oder Winterungen im Herbst-Winter noch Stickstoff aufnehmen und so das N-Auswaschungspotential der Hauptfrucht verringern.
- der Hauptfrucht nicht nur N aus der Düngung und aus der Nachlieferung des Bodens für das Pflanzenwachstum zur Verfügung steht, sondern auch aus der N-Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht, sowie aus Zwischenfrüchten des Vorjahres.
- in Höhe der jährlich in pflanzlicher Biomasse gebundenen N-Menge, die auf dem Feld verbleibt auch eine Mineralisierung aus der organischen Substanz (Erntereste, Zwischenfrüchte) erfolgt, sofern sich die Böden im Gleichgewichtszustand befinden. Zwar erstrecken sich die Mineralisierungsprozesse für verschiedene Erntereste und v. a. für organische Dünger über mehrere Jahre, da aber auch noch Stickstoff aus Ernteresten von in den Vorjahren angebauten Kulturen bzw. in den Vorjahren ausgebrachten organischen Düngern mineralisiert wird, kann angenommen werden, dass die pro Jahr mineralisierte N-Menge der jährlich immobilisierten N-Menge entspricht.
- das regionale kulturspezifische Anbauverhältnis für den Zeitraum von wenigstens drei Jahren konstant bleibt.

Die kulturspezifische Bilanzierung wird anhand von Informationen zur Kulturartenverteilung, Abschätzungen zur Folgebewirtschaftung und N-Umsetzungskoeffizienten rechnerisch umgesetzt. Mit letzteren wird es möglich die Stickstoffumsetzungsprozesse zeitlich zu diskretisieren. Die N-Aufnahme durch Winterungen und Zwischenfrüchte sowie die N-Mineralisierung aus Ernteresten und aus Zwischenfrüchten wird für die Vegetationszeit und die Zwischenanbauphase getrennt beschrieben (GL 4). Mit der kulturartsspezifisch berechneten Massenbilanz wird versucht

- die Größenordnung für die im Modell STOFFBILANZ berücksichtigten Werte für die Mineralisierung aus dem Boden und aus Ernteresten zu überprüfen,
- das kulturspezifische N-Auswaschungspotential noch besser wiederzugeben, indem der Aspekt der Fruchtfolge berücksichtigt wird und
- die N-Umsetzungsprozesse auf regionaler Ebene (z. B. Gemeinde) zu quantifizieren.

Die über die N-MASSENBILANZ für eine Region (z. B. Gemeinde) ermittelte N-Austragsfracht entspricht dabei letztlich wieder dem über die einfache Bilanz (N-Zufuhr - N-Abfuhr) berechneten Wert.

$$\begin{aligned}
 \text{N-MASSENBILANZ} &= \text{Mineraldünger} && \text{kg N/ha} \quad \text{GL 4} \\
 &+ \text{Wirtschaftsdünger (abzgl. NH}_3\text{-Verluste)} \\
 &+ \text{N-Fixierung} \\
 &+ \text{Mineralisierung in der Zwischenanbauphase aus} \\
 &\quad \text{Ernteresten} \\
 &+ \text{Mineralisierung in der Vegetationszeit aus Ernteresten} \\
 &\quad \text{und aus Zwischenfrüchten des Vorjahres} \\
 &- \text{N-Aufnahme der Hauptfrucht in der Vegetationszeit} \\
 &- \text{N-Aufnahme in der Zwischenanbauphase durch} \\
 &\quad \text{Winterungen und Zwischenfrüchte} \\
 &+ \Delta \text{N-Vorrat (sofern Boden nicht im Gleichgewicht.)}
 \end{aligned}$$

2.3 Regionalisierung von N-Bilanzüberschüssen

Für die Berechnung regional differenzierter N-Überschüsse auf mesoskaliger (100 bis 1.000 km²) und makroskaliger (> 1.000 km²) Ebene werden aufgrund der Datenverfügbarkeit i. d. R. Berechnungsansätze angewendet, die sich an der in GL 1 dargestellten Feldbilanz (Flächenbilanz nach Feld-Stall-Methode) orientieren (OECD 2001, Bach ET AL. 2003, BEHRENDT ET AL. 2003, OSTERBURG 2008), wobei i. d. R. zusätzlich die atmosphärische N-Deposition und die Denitrifikation berücksichtigt werden. Wie bei der Bilanzierung auf Betriebsebene bestehen Datenunschärfen bzgl. der Futtermittel aus eigener Erzeugung und der N-Ausscheidung der Tiere, die OSTERBURG (2008) versucht anhand von Plausibi-

litätsrechnungen zu minimieren. Zusätzlich bestehen Datenunsicherheiten bzgl. des Mineraldüngeraufwandes. Da die Mineraldüngerstatistik nur auf nationaler Ebene belastbar ist, auf Ebene der Bundesländer aber bereits teilweise unplausibel hohe oder niedrige Werte aufweist, müssen für regionalisierte Flächenbilanzen die Mineraldüngermengen über Schätzverfahren ermittelt werden (BACH 2003, OSTERBURG ET AL. 2004, 2007).

In Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden landwirtschaftliche N-Überschüsse auf Länderebene oder auf Kreis- oder Gemeindeebene berechnet (BACH ET AL. 2003, BACH & FREDE 2005, BACH 2007, FRITSCH 2007, RINTELEN ET AL. 2005). In Baden-Württemberg wurde ein Bilanzierungsansatz für die Berechnung von N-Überschüssen auf Gemarkungsebene entwickelt und für die nach WRRL gefährdeten Grundwasserkörper angewendet (LTZ 2008a, 2009).

BACH (2008, 77) stellt fest, dass die jeweils von den einzelnen Bundesländern berechneten N-Überschüsse untereinander sehr stark variieren und im Vergleich zu BACH (2007) alle Bundesländer mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern deutlich geringere Werte liefern. Er vermutet, dass „das große Maß an Gestaltungsfreiheit, das bei der Ermittlung von N-Überschüssen besteht, offensichtlich auch genutzt wird“. Insbesondere die Schätzung der Mineraldüngermenge sei eine entscheidende Stellschraube. Allerdings sieht BACH auch die Unschärfen, die sich bei alleiniger Nutzung der agrarstatistischen Daten ergeben. Daher plädiert er für die Entwicklung einer Methodik zur regionalen N-Bilanzierung, bei der die N-Überschüsse, die auf den verschiedenen administrativen Ebenen Bund – Länder – Kreise – Gemeinden sowie der Flusseinzugsgebiete ermittelt werden, in sich stimmig und mit der auf nationaler Ebene ermittelten Mineralbilanz (= Flächenbilanz und Stallbilanz) bzw. Gesamtbilanz (= nationale „Hoftorbilanz“) konsistent und widerspruchsfrei sind.

OSTERBURG ET AL. (2004) haben für Niedersachsen gezeigt, dass der Flächenbilanzansatz nach BACH (2003) auf regionaler Ebene zu Verzerrungen führt, da die unterschiedlichen Betriebstypen nicht ausreichend differenziert abgebildet werden. Unter Hinzunahme von Buchführungsergebnissen, einer differenzierteren Berücksichtigung der N-Effizienz und regional stark disaggregierter Daten kann die Abschätzung der Mineraldüngermenge und der N-Abfuhr mit dem Raufutter stark verbessert werden. Die nach dem Verfahren von OSTERBURG ET AL. (2004) ermittelten N-Salden zeigen für alle Betriebsgruppen, insbesondere für die Veredelungs- und Gemischtbetriebe eine deutlich bessere Übereinstimmung mit N-Flächenbilanzen auf der Grundlage von Buchführungsabschlüssen in Niedersachsen.

Räumlich differenzierte N-Salden für die landwirtschaftliche Fläche werden entweder als Modelleingangsdaten für empirische und konzeptionelle Modelle benötigt oder sie werden modellintern generiert. Sie stellen die sensitivste Größe bei der Berechnung von Nitratkonzentrationen im Sickerwasser oder N-Frachten von Oberflächengewässern dar. Insofern sollte die Ermittlung räumlich differenzierter N-Überschüsse weiter optimiert werden.

3 Einsatz von Modellen zur Lösung komplexer Fragestellungen

3.1 Grundlagen der Modellierung

Modelle im naturwissenschaftlich-technischen Bereich beschreibt HAZELRIGG (2000, viii) folgendermaßen: „A model is an abstraction of reality ... It is only through models, and especially inferences of cause and effect, that we gain an understanding of nature ... In engineering we use models to combine disparate elements of knowledge and data to make accurate predictions of future events“. Entsprechend zeigen die in den letzten Jahren im Bereich der Ökologie und Nachhaltigkeit entwickelten Modellsysteme enorme Komplexität und haben nicht nur die Aufgabe, die Realität und Wirkungszusammenhänge möglichst gut zu beschreiben, sondern sollen als sogenannte „Decision Support Systems“ (DSS) auch prognosefähig sein, um Entscheidungsträgern in der Politik und Wirtschaft bei der Entscheidungsfindung zu unterstützen. Allerdings ist vor diesem Hintergrund folgende Aussage von Müller (2000) auch besonders zutreffend: „Auseinandersetzungen um Modelle werden rasch emotional, egal, ob es um die Sache Modell allgemein oder um spezifische Inhalte geht“.

Vorgehensweise bei der Modellierung

Eine wissenschaftliche Untersuchung, die zum Ziel hat, ein System mit Hilfe eines Modells zu beschreiben, besteht aus vier Arbeitsschritten: Formulierung, Kalibrierung, Untersuchung und Validierung des Modells.

1. Grundidee bei der **Formulierung** eines wissenschaftlichen Modells (Modellbildung, Modellierung) ist die Reduktion von Komplexität: man versucht, Wirklichkeit beschreibbar und verstehbar zu machen, indem man sie vereinfacht.
2. Das erstellte Modell erfordert eine **Kalibrierung**, d. h. Systemparameter werden gezielt verändert, bis eine ausreichende Übereinstimmung mit den Messwerten erreicht wird.
3. Bei der **Untersuchung** des Modells sieht man von dem ab, was das Modell darstellen soll. Allein das Modell ist Gegenstand der Untersuchung und es ist eine dem Modell angemessene Methodik zu wählen, z. B. Sensitivitätsanalysen.
4. Bei der **Validierung** wird das Modell systematisch anhand anderer Datensätze, die nicht zur Kalibrierung herangezogen wurden, daraufhin überprüft, ob auch hier eine

ausreichende Übereinstimmung mit Messwerten erreicht wird. Ein Modell ohne jegliche Validierung ist nicht akzeptabel.

Von einer Simulation spricht man tendenziell dann, wenn das Interesse nicht der Modellbildung gilt, sondern ein als valide angenommenes Modell als Hilfsmittel eingesetzt wird, um das modellierte System näher zu untersuchen.

3.2 Charakteristik der verschiedenen Modelltypen zur N-Modellierung

3.2.1 Überblick

Für die Modellierung von Nitrateinträgen in Grund- und Oberflächengewässer gibt es zahlreiche Modelle. So verzeichnet z. B. die Meta-Datenbank *Register of Ecological Models (REM)* hierzu 404 Modelle (REM 2006). Für einige liegt der Schwerpunkt bei der Ermittlung des N-Austrags aus der Bodenzone, bei anderen eher bei Nitrattransport und -verteilung im Grundwasser oder in Oberflächengewässern. Sie unterscheiden sich im Wesentlichen hinsichtlich des Modellierungsansatzes, der erforderlichen Eingabeparameter, der räumlichen Auflösung und der Anwenderfreundlichkeit.

Hydrologische Modelle können nach dem Grad an Kausalität, mit dem die Prozesse abgebildet werden, dem physikalisch basierten, konzeptionellen oder empirischen Modelltyp zugeordnet werden (REFSGAARD 1996, ROBRECHT 2007). Im Bereich der Geo- und Agrarökologie wurden in den letzten Jahrzehnten N-Bilanzmodelle sowie prozessorientierte N-Haushaltsmodelle entwickelt. Da letztere analog zu den physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodellen auf der mathematischen Beschreibung von Wirkungszusammenhängen beruhen, können sie der Klassifizierung von ROBRECHT ET AL. (2007) zugeordnet werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erscheint es sinnvoll den Modelltyp „physikalisch basiert“ begrifflich weiter zu fassen und als „prozessorientiert“ zu bezeichnen (Abb. 4).

Hinsichtlich der räumlichen Diskretisierung wird in „lumped models“, d. h. in Modelle ohne Berücksichtigung räumlicher Unterschiede und in „distributed models“, also in räumlich differenzierte Modelle unterschieden. „Lumped models“ sind empirische und einfache konzeptionelle Modelle, „distributed models“ sind der überwiegende Teil der konzeptionellen Modelle und die prozessorientierten Modelle. Letztere werden für N-Haushaltsmodellierungen auf Schlagebene oder auf Ebene homogener Gebiete hinsichtlich Standorteigenschaften und Bewirtschaftung eingesetzt, während die physikalisch basierten Modelle Strömungs- und Transportprozesse auf Rasterebene simulieren. Bei konzeption-

nellen Modellen ist die Bandbreite der räumlichen Auflösung sehr groß. Sie umfasst die N-Bilanzierung auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs sowie Berechnungen auf Ebene von Rastern über homogene Gebiete bis hin zu Teileinzugsgebieten. Im Folgenden werden die Modelltypen kurz charakterisiert, einige repräsentative Modelle genannt und beispielhaft erläutert.

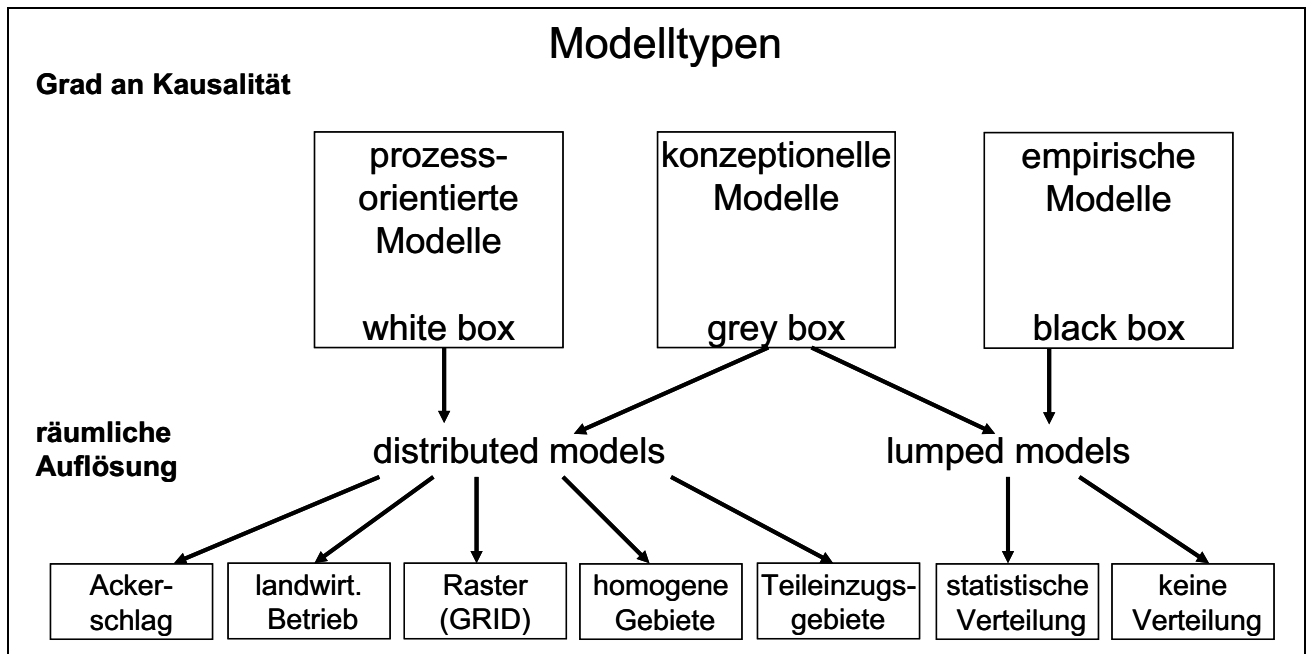


Abb. 4: Klassifizierung von N-Modellen (aus ROBRECHT ET AL. 2007, 23, verändert); Lumped: ohne Berücksichtigung räumlicher Unterschiede. Distributed: räumlich differenziert.

3.2.2 Prozessorientierte Modelle

Überblick

Die prozessorientierten Modelle oder „white-box-Modelle“ beschreiben Wirkungszusammenhänge anhand von mathematischen Gleichungen, die eine möglichst exakte Nachbildung der Prozesse wiedergeben. In der Geo- und Agrarökologie wurden zahlreiche prozessorientierte N-Haushaltsmodelle entwickelt, während im Bereich der Hydrologie die Modellierung von Strömungs- und Stofftransportvorgängen im Vordergrund steht. Häufig werden die Modelle auch kombiniert: Mit einem eindimensionalen prozessorientierten N-Haushaltsmodell wird der N-Austrag aus dem Wurzelraum Richtung Grundwasser berechnet, mit einem geeigneten Regionalisierungsverfahren in die Fläche übertragen und schließlich werden mit physikalisch basierten hydrologischen Modellen die Strömungs- und Nitrattransportprozesse räumlich differenziert abgebildet. Mit Hilfe integraler Flusseinzugsgebietsmodelle können alle wasserhaushaltsrelevanten Größen sowie die

Strömungs- und Stofftransportprozesse im Grundwasser und Oberflächengewässer simuliert werden.

Prozessorientierte N-Haushaltsmodelle

Im Bereich der geo- und agrarökologischen Forschung wurden prozessorientierte Modelle entwickelt, mit denen Stoffumsetzungsprozesse zwischen Boden, Pflanze und Atmosphäre beschrieben werden. Als echte Simulationsmodelle dienen sie der Verbesserung der wissenschaftliche Erkenntnis über den N-Haushalt Boden-Pflanze, werden aber auch für anwendungsbezogene Fragestellungen zur N-Auswaschung, zur modellbasierten Düngeempfehlung (KERSEBAUM & LORENZ 2002), zur Optimierung der Ertragsabschätzungen aus Fernerkundungsdaten (MIRSCHER ET AL. 2000) oder zur Abschätzung der Auswirkung von Klimaänderungen auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt (WIGGERING ET AL. 2008) herangezogen.

Mit Hilfe verschiedener Sub-Modelle werden die N-Umsetzungsprozesse im Boden (z. B. Mineralisierung, Denitrifikation), das Pflanzenwachstum, der Bodenwärme- und Bodenwasserhaushalt sowie der Nitrattransport eindimensional in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Wetterdaten in Tagesschritten abgebildet. Die Modellparameter basieren auf biophysikalischen Zusammenhängen und Prozessen, so dass die ermittelten Parameterwerte fachlich interpretiert und zumindest teilweise anhand von Messwerten überprüft werden können. Die Übertragbarkeit prozessorientierter Modelle ist grundsätzlich gut, da sie auf der Basis „allgemein“ gültiger biophysikalischer Zusammenhänge die Stoffumsetzungsprozesse in Abhängigkeit von den jeweils konkret vorliegenden standörtlichen und klimatischen Bedingungen, der Kulturart (Sorte) und Bewirtschaftungsweise berechnen. Allerdings ist in der Regel eine Nachkalibrierung der mathematischen Funktionen für den neuen Wertebereich und sortenspezifische Eigenschaften notwendig. Die Zahl der für eine vollständige Kalibrierung benötigten Eingabeparameter ist allerdings erheblich und nur auf intensiv untersuchten Versuchsflächen vorhanden. Auch die für die Validierung benötigten Ausgabedaten, z. B. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, stehen oft nicht zur Verfügung, so dass die Validierung meist nur anhand der Parameter Biomasseentwicklung, Ertrag und Nmin-Gehalt des Bodens erfolgt.

Insgesamt wurden im Rahmen der EU Action „CAMASE“ mehr als 250 Agrarökosystem-Modelle aufgelistet und beschrieben (CAMASE 2005). Ein großer Teil davon sind prozessorientierte N-Haushaltsmodelle. Mit den Modellen CANDY, HERMES und SOIL-N werden die N-Umsetzungsprozesse im Boden physikalisch basiert modelliert. Mit einigen Modellen

(z. B. DAISY, Expert-N, HERMES, WASMOD) kann auch der Bodenwasserhaushalt physikalisch basiert abgebildet werden. Die Modelle AGROSIM, DAISY, DSSAT, EPIC, Expert-N, STICS enthalten für verschiedene Kulturarten (v. a. Getreide, Mais) komplexe physiologisch basierte Pflanzenwachstumsmodelle (z. B. CERES, SUCROS, TRITSIMA), weitere Kulturarten werden anhand einfacher deskriptiv-empirischer N-Entzugsmodelle abgebildet. KERSEBAUM ET AL. (2007) geben einen aktuellen Überblick über prozessorientierte Simulationsmodelle und deren Kalibrierung. Die zeitliche Auflösung prozessorientierter Modelle sind i. d. R. Tagesschritte. Für die Generierung flächenhafter Daten anhand eindimensionaler Modelle ist ein Regionalisierungsverfahren erforderlich. In der Regel werden hierzu hinsichtlich standörtlicher und klimatischer Bedingungen sowie Bewirtschaftungsweise homogene Gebiete abgegrenzt. Für diese wird jeweils ein Eingangssatz mit typischen Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsverhältnissen mit Hilfe statistischer Verfahren erstellt.

Exemplarisch sollen die Modelle AGROSIM, DAISY, STICS und WASMOD kurz erläutert werden. Das erste **AGROSIM-Modell** (IPF 1988) wurde Anfang der 1980er Jahre am IPF Kleinmachnow entwickelt. Heute werden die Modelle vom Leibnitz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg betrieben. Mittlerweile liegen validierte AGROSIM Modelle für Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Zuckerrüben und einige Zwischenfrüchte vor (MIRSCHER ET AL. 2004). Beim Modell AGROSIM-WW handelt es sich um ein algorithmisches Modell zur Beschreibung der Entwicklungs-, Wachstums- und Ertragsbildungsprozesse von Winterweizen-Beständen. AGROSIM-WW basiert im Wesentlichen auf dem detaillierten Kulturpflanzenmodell TRITSIMA (MATTHÄUS ET AL. 1986); der Bodenwasserhaushalt, Stickstoffhaushalt und die Bodentemperatur werden durch einfache Komponentenmodelle abgebildet. Hinsichtlich der Übertragbarkeit in andere Naturräume haben MIRSCHER ET AL. (2004) das Modell AGROSIM-WW auf 128 Standorte in verschiedenen europäischen Ländern mit unterschiedlichen Boden-Klima-Bewirtschaftungs-Kombinationen und für unterschiedliche Zeiträume angewendet. Anhand ermittelter Ertragsdaten wurde mit $r^2 = 0,858$ eine gute Übereinstimmung erzielt.

Der Einsatz eindimensionaler prozessorientierter N-Haushaltsmodelle für regionale Betrachtungen ist allerdings mit Unschärfen verbunden, da durchschnittliche Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsweisen zu Grunde gelegt werden müssen. Von MIRSCHER (2004) für zwei Landkreise durchgeführte Modellierungen von Winterroggen und Wintergerste über einen Zeitraum von 10 Jahren zeigen im Mittel 16 % Abweichung von Ertragsdaten der Agrarstatistik. Sensitivitätsanalysen zeigen, dass z. B. Änderungen im

durchschnittlichen Aussaatzeitpunkt, in der Höhenlage oder der N-Düngung beachtliche Ertragsunterschiede verursachen. Im Modellsystem SOCRATES wurden die vom ZALF entwickelten, langjährig erprobten und kalibrierten prozessorientierten Modellkomponenten AGROSIM (MIRSCHER ET AL. 1996) für die Simulation des Pflanzenwachstums, HERMES (KERSEBAUM 1995) für die physikalisch basierte Simulation der Bodenstickstoffdynamik und THESEUS (WEGEHENKEL 2000) für die physikalisch basierte Simulation des Bodenwasserhaushalts miteinander gekoppelt (MIRSCHER 2002). Am Beispiel des Einzugsgebiets der Ücker (5.300 km²) wurden die N-Einträge ins Grundwasser auf Rasterebene (500 m x 500 m) flächenhaft berechnet. Hierzu wurden durch Überlagerung von flächendeckenden Informationen zu Landnutzung, Bodeneigenschaften, Hydromorphie und Klima homogene Gebiete abgegrenzt. Die prozessorientierte Modellierung des N-Haushalts erfolgte für daraus abgeleitete typische Bodenprofile und regionstypische, kultur- und anbauspezifische Bewirtschaftungsdaten.

Das Model **STICS** (BRISSON ET AL. 1998) wird seit 1996 vom Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) für die Beschreibung des Bodenwasserhaushalts und des Stickstoffumsatzes Pflanze-Boden entwickelt und wird in enger Zusammenarbeit mit den Anwendern fortlaufend weiterentwickelt (BRISSON ET AL. 2003, 2009). Derzeit liegen validierte Pflanzenwachstumsmodelle für die Kulturen Winterweizen, Hartweizen, Mais, Zuckerrüben, Luzerne, Erbse, Leinen, Reben sowie Weidelgras und Senf als Zwischenfrüchte vor. Für zahlreiche weitere Kulturen, z. B. Raps, Kartoffeln, Gerste, Grünland, Sonnenblumen, Soja und verschiedene Gemüsekulturen, liegen ebenfalls Pflanzenwachstumsmodelle bzw. einfache N-Entzugsmodelle vor. Der Bodenwasserhaushalt wird anhand einfacher Kapazitätsmodelle abgebildet.

Mit Hilfe eines Regionalisierungsverfahrens wurde das Modell STICS für den makroskali- gen Bereich, das Einzugsgebiet der Seine (79.000 km²) angewendet (LEDOUX ET AL. 2007). Dabei wurden für knapp 8.000 Boden-Klima-Bewirtschaftungseinheiten Simulationsrech- nungen über 30 Jahre (1970 bis 2000) durchgeführt. Zunächst waren jedoch für die Ermittlung homogener Bewirtschaftungseinheiten, der zugehörigen repräsentativen Fruchtfolgen und typischen Produktionsverfahren umfangreiche Datenerhebungen notwendig (MIGNOLET ET AL. 2007). Die Fruchtfolgen wurden aus den Informationen ermit- telt, die an, im 10 ha-Raster, festgelegten Bodenbeobachtungspunkten erhoben wurden. Anhand von detaillierten Expertenbefragungen in 147 Landwirtschaftsregionen wurden typische Produktionsverfahren für die wichtigsten Kulturen und für die letzten 30 Jahre erhoben. Auf der Basis dieser gut abgeleiteten, aber generalisierten Datenbasis

wurden für die repräsentativen Fruchtfolgen Modellläufe mit STICS durchgeführt und die N-Austräge ermittelt. Sie dienten als N-Eintragsdaten für das Grundwasserströmungsmodell MODCOU bzw. das Nitrattransportmodell NEWSAM.

Die erste Version des Modells **DAISY** (HANSEN ET AL. 1990) wurde Ende der 80er Jahre an der Agricultural and Veterinary University of Denmark, der heutigen Fakultät für Life Sciences an der Universität Copenhagen entwickelt. Das Wasserhaushaltsmodul berücksichtigt die Komponenten Oberflächenwasserbilanz und Bodenwasserhaushalt. Letzterer wird physikalisch basiert anhand der Richards Gleichung berechnet, so dass auch der Makroporenfluss abgebildet wird. Auch der Bodenwärmehaushalt, die N-Umsetzungsprozesse im Boden und das Pflanzenwachstum werden prozessorientiert berücksichtigt. Für die Kulturen Winterweizen, Wintergerste, Sommergerste, Mais, Grünland, Futterrüben liegen phänologische Pflanzenwachstumsmodelle vor. Weitere Kulturen werden anhand einfacher N-Entzugsmodelle abgebildet.

Hinsichtlich der Anwendung des Modells DAISY für flächenhafte Modellierungen ist bis zu einer Größe von etwa 10 km² eine schlagbezogene Modellierung anhand von entsprechenden Boden- und Bewirtschaftungsdaten möglich. Für größere Gebiete ist dies zu arbeitsaufwändig, weshalb typisierte Boden- und Bewirtschaftungsdaten herangezogen werden (HANSEN ET AL. 2000). DAISY kann mit hydrologischen Flusseinzugsgebietsmodellen, wie z. B. MIKE/SHE gekoppelt werden (HANSEN ET AL. 2009).

Das Simulationsmodell **WASMOD** (REICHE 1991, 1994) wurde in einer ersten Version 1987 im Rahmen des Forschungsvorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" an der Universität Kiel entwickelt. Es bietet die Möglichkeit zur Bilanzierung der Wasser- und Stoffdynamik sowohl für Einzelstandorte als auch im regionalen Maßstab für ganze Einzugsgebiete. Für gebietsbezogene Modellierungen werden agrarstatistische Daten zu Flächenutzung und Erträgen sowie regionalspezifische Informationen zur Bewirtschaftung zu Grunde gelegt. Das Pflanzenwachstum wird vereinfacht anhand von einfachen N-Entzugsmodellen unter Berücksichtigung der Ertragsdaten aus der Agrarstatistik abgebildet. N-Umsetzungsprozesse im Boden, Bodenwärme- und Bodenwasserhaushalt werden physikalisch basiert abgebildet (REICHE 1996).

Die flächendeckenden Berechnungen erfolgen für homogene Gebiete hinsichtlich Nutzung, Bodeneigenschaften, Reliefs und Wasserverhältnisse. Durch Koppelung an ein Geographisches Informationssystem und mittels geeigneter Parameterisierungsprogramme werden die Simulationsrechnungen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung durchgeführt. Die Beschreibung der unterschiedlichen Transport- und Trans-

formationsprozesse bezieht sich auf die Vegetationsschicht, die Bodenoberfläche, den durchwurzelten Boden sowie auf die ungesättigte und gesättigte Zone. Die Simulation der Transportprozesse erfolgt 'quasi-3-dimensional', d. h. vertikale und laterale Transportprozesse werden pro Zeitschritt nacheinander simuliert (REICHE ET AL. 1999).

Physikalisch basierte Strömungs- und Stofftransportmodelle

ROJANSCHI (2006) beschreibt die zur Modellierung von Strömungs- und Stofftransportprozessen eingesetzten physikalisch basierten Modelle wie folgt: Die hydrologischen Prozesse werden durch Integration physikalischer Gesetze dargestellt, wobei die Modellparameter messbare Größen sind. Die Modelle sind durch die Variabilität der Parameterwerte räumlich differenziert und bilden nicht nur die beobachtbaren Aspekte des hydrologischen Systems ab, sondern dienen auch dazu das Verhalten des Systems in möglichst vielen seiner Teile zu verstehen. Anhand der tatsächlich physikalisch basierten Parameterwerte ist es möglich, nicht nur den aggregierten Gebietsabfluss abzubilden, sondern auch die für bestimmte räumliche Einheiten berechneten Flüsse oder Piezometerhöhen vor dem Hintergrund der hydrogeologischen Verhältnisse plausibel interpretieren zu können. Dadurch wird das Verständnis für den Wasserhaushalt verbessert. Zudem wird es möglich, auch veränderte Bedingungen (z. B. Klimaerwärmung) zu simulieren, die nicht in den zur Kalibrierung verwendeten Messdaten enthalten sind. Je exakter das Modell die physikalischen Prozesse abbildet, umso wahrscheinlicher ist es, dass das Modell bei veränderten Situationen realitätsnah reagieren wird. Aus diesem Grunde ist auch die Übertragbarkeit von physikalisch-basierten Modellen in andere ähnliche Regionen und Naturräume grundsätzlich gut. Allerdings müssen die Modelle neu kalibriert werden, d. h. Systemparameter wie z. B. Durchlässigkeit, Leakage-Koeffizienten werden im Rahmen des durch Messungen abgedeckten Wertebereiches für diesen Parameter so modifiziert, dass das Modell insgesamt eine gute Übereinstimmung mit Messwerten (z. B. mit den Piezometerhöhen, Ganglinien zum Grundwasserstand oder Oberflächenabfluss) erreicht. Für die Kalibrierung der Prozesse Nitrattransport und -abbau werden häufig Tritiumgehalte herangezogen. Ausgehend von Messwerten zum Tritiumeintrag über den Niederschlag bzw. die Oberflächengewässer, werden transportrelevante Parameter solange verändert, bis eine Übereinstimmung berechneter und gemessener Tritiumkonzentrationen im Grundwasser erreicht wird.

Anschließend werden die Modelle, die oft integral Wasserhaushalt und Nitrattransport/-abbau beschreiben anhand unabhängiger Datensätze auf ihre Validität überprüft. Für

manche Modellparameter und –ergebnisse liegen häufig keine direkten Vergleichsdaten vor, so dass die Validierung nur indirekt erfolgen kann. Z. B. gibt es nur wenige Messdaten zur Nitratkonzentration im Sickerwasser, da diese Daten aufwändig anhand von Lysimeter- oder Saugkerzenversuchen zu ermitteln sind. Die Validierung erfolgt somit in der Regel anhand von N-Frachten am Gebietsauslass oder Messwerten zur Nitratkonzentration im Grundwasser. Ergänzende Informationen zur Validität eines Modells liefert die Untersuchung des Modells. Z. B. kann anhand von Sensitivitätsanalysen die Empfindlichkeit des Modells beurteilt und die Ergebnisunschärfe ermittelt werden, die sich aus Unschärfen der Eingangsdaten ergeben.

Das Register of Ecological Models (REM 2006) listet für den Bereich Hydrologie 152 physikalisch basierte Modelle auf; zahlreiche werden für die Modellierung des Nitrattransportes in Oberflächengewässer und im Grundwasser eingesetzt. Beispiele hierfür sind die Modelle ANIMO, GLEAMS, MIKE SHE, MODFLOW, MT3D, NL-CAT, SWAT, SWIM, TRK, WASIM. Die zeitliche Auflösung sind i. d. R. Tagesschritte, die räumliche Diskretisierung erfolgt entweder auf der Ebene homogener Gebiete hinsichtlich standörtlicher und hydrologischer Eigenschaften oder auf Ebene von Teileinzugsgebieten oder auf Rasterebene.

Die Modelle MODFLOW und MIKE SHE werden beispielhaft kurz erläutert: Das Modell **MODFLOW** (McDONALD & HARBAUGH 1988) wird seit den 1980er Jahren vom US Geological Survey entwickelt und dient der dreidimensionalen physikalisch basierten Simulation der Grundwasserströmung. Es können sowohl stationäre als auch instationäre Strömungsbedingungen sowie zahlreiche Modellrandbedingungen (z. B. Grundwasserneubildung, In- und Exfiltration aus Oberflächengewässern, Drainzufluss, Grundwasserentnahmen) abgebildet werden (siehe auch Kap. 7.1.7).

MIKE SHE (REFSGAARD & STORM 1995) von der Beratungs- und Forschungseinrichtung DHI Water.Environment.Health, Dänemark ist ein umfassendes integrales Flusseinzugsgebietsmodell mit dem alle wichtigen Prozesse im terrestrischen Teil des hydrologischen Kreislaufs mit Schwerpunkt auf dem Grundwasser modelliert werden können. MIKE SHE kann als deterministisches, physikbasiertes, distribuiertes Modellsystem beschrieben werden. Es ermöglicht die integrale Simulation von Wasserhaushalt, Oberflächenabfluss und Grundwasserströmung sowie von Stofftransport und –abbau (DHI 2008). Für die Ermittlung der N-Dynamik als N-Eintragsbedingung für den Stofftransport in Oberflächengewässer und Grundwasser wurde das prozessorientierte N-Haushaltsmodell DAISY als Modellkomponente implementiert. Damit ist es möglich, den Einfluss der land-

wirtschaftlichen Nutzung, den Nährstoff- und Pestizideinsatz sowie Bewässerungsmaßnahmen detailliert abzubilden.

Ein Anwendungsbeispiel für die Kopplung der physikalisch basierten Modelle DAISY und MIKE SHE/MIKE 11 ist das Einzugsgebiet des Fjords Odense in Dänemark (HANSEN ET AL. 2009). Mit dem prozessorientierten Modell DAISY wurden für vier repräsentative Bodentypen, 30 typische Fruchtfolgen und eine Klimareihe von 14 Jahren die N-Austräge berechnet. Diese wurden als flächengewichtete aber in Tagesschritten diskretisierte Werte pro 500 m x 500 m-Raster an das Modell MIKE SHE übergeben. Mit dem darin enthaltenen Modul PT (Particle Tracking) wird der Nitrattransport dreidimensional abgebildet. Die im Modell MIKE SHE simulierte Grundwasserströmung und der Nitrattransport ist über das Modell MIKE 11 mit dem Oberflächengewässer gekoppelt. Mit MIKE 11 werden die Fließgewässerströmung und der Nitrattransport und -abbau simuliert. Die Validierung des Flusseinzugsgebietsmodells erfolgte anhand der für den Gebietsauslass ermittelten Nährstofffrachten mit zufriedenstellender Übereinstimmung.

Fazit zu den prozessorientierten Modellen

- Prozessorientierte eindimensionale N-Haushaltsmodelle ermöglichen eine detaillierte Abbildung der Stoffumsetzungsprozesse im System Boden-Pflanze-Atmosphäre und damit auch der N-Auswaschung unterhalb der Wurzelzone. Änderungen in der Bewirtschaftungspraxis (z. B. Düngemenge, Düngzeitpunkt, Zwischenfruchtanbau, Einarbeitung von Ernteresten) können in ihren Wirkungen auf den N-Austrag ermittelt werden. Allerdings ist i. d. R. zunächst eine Kalibrierung der Modelle erforderlich, diese gilt insbesondere für die komplexen Pflanzenwachstumsmodelle.
- Die Regionalisierung prozessorientierter N-Haushaltsmodellierungen ist mit Unschärfen behaftet, da typisierte Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsweisen zu Grunde gelegt werden müssen. MIRSCHEL (2004) ermittelte eine durchschnittliche Abweichung von 16 % zu den Daten der Ertragserhebung. Bei einem mittleren Ertrag von 70 dt/ha Winterweizen bedeutet dies eine durchschnittliche Unschärfe von +/- 28 kg N/ha für die N-Aufnahme der Pflanze. Die Ungenauigkeit bei den modellierten Nitratgehalten des Bodens bzw. der N-Auswaschung ist entsprechend groß. Allerdings sind grundsätzlich auch Unschärfen bei der Ermittlung der für die Validierung herangezogenen Parameter Ertrag und Nmin-Gehalt des Bodens einzuräumen.
- Für die flächenhafte dynamische Wasser- und Stofftransportmodellierung sind gekoppelte Systeme erforderlich. Mit ihnen kann eine hohe räumliche und zeitliche Beschrei-

bung des flächenhaften N-Austrags und des Stofftransports in Grund- und Oberflächengewässern erreicht werden. Dies ermöglicht eine Validierung des Modellsystems anhand von Nitratkonzentrationen und N-Frachten in den Gewässern.

3.2.3 Empirische Modelle

Empirische oder „Black-box-Modelle“ basieren auf der Beschreibung von Ursache-Wirkungszusammenhängen z. B. mit Regressionsformeln, die sich über die statistische Analyse von Messdaten ermitteln lassen. Die dahinter stehenden physikalischen Prozesse und systeminternen Zustandsvariablen bleiben im Dunklen („black box“). Der Vorteil der empirischen Modelle liegt in der geringen Komplexität und dem geringen Datenbedarf. Allerdings ist die Übertragbarkeit auf andere Untersuchungsgebiete außerordentlich eingeschränkt, da die zu Grunde liegenden statistischen Zusammenhänge streng genommen nur für die Wertebereiche gelten, aus denen Regressionsformeln ermittelt wurden. Eine Übertragung sollte somit nur in Untersuchungsgebiete mit ähnlichen naturräumlichen Gegebenheiten erfolgen. Beispiele für empirische Modelle sind NOPOLU (IFEN, Frankreich), REALTA (KMM, Irland), Source Apportionment (NERI, Dänemark). Die zeitliche Auflösung sind i. d. R. Jahreswerte, die räumliche Auflösung ist gering. Meist wird das gesamte Einzugsgebiet als eine Einheit mit homogen verteilten Parametern betrachtet. Empirische Modelle differenzieren nicht zwischen den unterschiedlichen Eintragspfaden und sind lediglich geeignet, um sich einen Überblick über die Belastungssituation zu verschaffen. Die Validierung der Modellierungsergebnisse erfolgt i. d. R. anhand von Messwerten zum Abfluss und zur Nährstoffbelastung bzw. anhand von daraus für den Gebietsauslass ermittelten Nährstofffrachten.

3.2.4 Konzeptionelle Modelle

ROJANSCHI (2006) charakterisiert die konzeptionellen hydrologischen Modelle folgendermaßen: Das physikalische Prozessverständnis wird in einer vereinfachten, schematischen Form in das Modell integriert. Die Parameter werden mittels inverser Modellierung bestimmt, mit dem Ziel die bestmögliche Anpassung an die gemessenen Abflussganglinien zu erhalten. Die Parameterwerte sind für die vorliegenden hydrogeologischen Verhältnisse nicht unbedingt plausibel und somit auch nicht mit Messwerten plausibilisierbar. Die Prozesse und Wasserflüsse zwischen den einzelnen Modellteilen sind nicht exakt abgebildet, aber das Endergebnis, z. B. der Abfluss am Gebietsauslass ist hinreichend genau wiedergegeben. ROBRECHT ET AL. (2007) bezeichnet konzeptionelle Modelle auch als

„grey-box-Modelle“. Konzeptionelle Modelle verfügen häufig über einen geringen Anteil physikalisch basierter Berechnungsansätze, teilweise auch empirischer Ansätze. Die zeitliche Diskretisierung dieser Modelle sind meist Jahresschritte. Die räumliche Auflösung ist eher gering (Teileinzugsgebiete). Anhand von satellitengestützten Landnutzungsdaten kann die räumliche Auflösung aber deutlich verbessert werden (TERRES ET AL. 2002). Für die Validierung der Modellierungsergebnisse sind unterschiedliche Möglichkeiten gegeben:

- Messwerte zum Abfluss und zur Nährstoffbelastung der Fließgewässer bzw. die daraus für den Gebietsauslass ermittelten Nährstofffrachten,
- Messwerte zur stofflichen Belastung des Bodenwassers (z. B. Saugkerzen, Saugplatten), des Sickerwassers (Lysimeterdaten) und Grundwassers,
- N-Austragsfracht mit dem Sickerwasser (z. B. Ionenaustauscher).

Beispiele für konzeptionelle Modelle mit zum Teil empirischen Berechnungsansätzen sind: EveNFlow, GÖK, INVAM, MOBINEG, MODIFFUS, MONERIS, N-LES und STOFFBILANZ (vgl. ROBRECHT ET AL. 2007). Im landwirtschaftlichen Bereich gibt es verschiedene konzeptionelle Modelle, mit denen die N-Überschüsse auf Betriebsebene berechnet werden können. Exemplarisch werden das Modell MONERIS und verschiedene betriebsbezogenen Modelle zur Berechnung von N-Überschüssen erläutert.

MONERIS (BEHRENDT ET AL. 1999) wurde seit Anfang der 1990er Jahren am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin entwickelt. Ausgangspunkt war ein Instrument zu schaffen, das zur Berichterstattung für die bei der Nordseeschutzkonferenz und der Helsinki Kommission gefassten Beschlüsse zur Reduzierung der Nährstofffrachten dienen konnte. MONERIS ist ein semiempirisches konzeptionelles Modell, das für ganze Flusseinzugsgebiete die Nährstofffrachten für N und P anhand direkter Einträge aus Punktquellen (Kläranlagen und Direkteinleiter) und aus flächendeckender atmosphärischer Deposition sowie anhand diffuser Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen) quantifiziert (BEHRENDT ET AL. 2003, VENOHR ET AL. 2008). Die erforderlichen Daten zu den N-Überschüssen der landwirtschaftlichen Fläche werden entweder modellintern berechnet oder es werden die Ergebnisse separater Modellrechnungen, z. B. nach den Bilanzierungsansätzen von OSTERBURG ET AL. (2004) oder BACH (2007), als Modelleingangsdaten herangezogen. MONERIS berücksichtigt Transformations-, Verlust- und Retentionsprozesse in der ungesättigten Zone, im Grundwasser und im Flusssystem. Das dafür entwickelte Modul Stoffretention dient schließlich zur Kalibrierung und Validierung

des Modells MONERIS anhand der berechneten und beobachteten Frachten in den Flüssen. Die zeitliche Auflösung von MONERIS sind Jahreswerte. Die minimale räumliche Auflösung beträgt 1 km^2 , würde aber entsprechend differenzierte Eingangs- und Validierungsdaten erfordern, die auf dieser Ebene kaum ausreichend vorhanden sind. Bisher konnte für Einzugsgebiete bis zu einer Minimalgröße von 50 km^2 die Anwendbarkeit anhand von beobachteten N-Frachten nachgewiesen werden (BEHRENDT ET AL. 2008).

Zur Bewertung des betrieblichen Umweltmanagements in der Landwirtschaft wurden in den letzten Jahren verschiedene konzeptionelle Modelle oder Methoden entwickelt. Im Rahmen eines deutsch-französischen Projektes des „Grenzüberschreitenden Instituts zur rentablen umweltgerechten Landwirtschaft (ITADA)“ wurden vier Modelle, bei denen die Stickstoff-Verluste, insbesondere die N-Auswaschung ins Grundwasser ein wichtiger Bewertungsindikator sind, vorgestellt und verglichen (BOCKSTALLER ET AL. 2006). Die Modelle haben verschiedene Berechnungsansätze. **KUL/USL**, entwickelt von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), berechnet N-Salden als Hoftorbilanzen. Das Modell **REPRO** wurde an der Universität Halle-Wittenberg auf der Grundlage des prozessorientierten Modells CANDY entwickelt und bilanziert den Stickstoff letztlich schlagbezogen. In einer erweiterten Form arbeitet REPRO mit einer Bodenbilanz, d. h. die N-Mineralisierung des Bodens und die Immobilisierung wird berücksichtigt (Version: REPROpot). Auch die Berechnungsmethoden **INDIGO**, entwickelt vom Institut National pour la Recherche Agronomique (INRA) Colmar und der Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA) Schiltigheim, sowie **SALCA** von Agroscope FAL Zürich-Reckenholz beruhen auf Bodenbilanzen und werden für Einzelschläge erstellt. Der Fokus liegt dabei auf den Zeitausschnitten mit erhöhter Gefahr von N-Auswaschung, d. h. Bewirtschaftungsmaßnahmen und Mineralisationsprozesse im Zeitraum Herbst-Winter werden berücksichtigt. In Verbindung mit Klima- und Bodendaten kann auch die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden.

Die zeitliche Auflösung der genannten Modelle variiert von monatlich (SALCA), halbjährlich (INDIGO) bis jährlich (REPRO, KUL/USL). Um anhand von betriebsbezogenen Modellen flächendeckende Daten zum Nitrataustrag zu erhalten, wäre es notwendig, dass sämtliche landwirtschaftliche Betriebe in dem Untersuchungsgebiet die entsprechenden betriebswirtschaftlichen Daten zur Verfügung stellen. Dies wird vermutlich nur in kleineren Einzugsgebieten gelingen. Ein großer Vorteil dieser betriebsbezogenen Modelle ist, dass Maßnahmen direkt auf der Ebene abgebildet werden, auf der sie tatsächlich auch umgesetzt werden.

3.3 Modellsysteme – Decision Support Systems

Die weitere Entwicklung der Nitratbelastung von Grund- und Oberflächengewässern hängt von verschiedenen Einflussgrößen ab, wie z. B.

- den agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Erzeugung,
- der Umsetzung wasserschutzrelevanter Bewirtschaftungsmaßnahmen und
- der Änderungen des Wasserhaushalts aufgrund der Klimaerwärmung.

Die Richtung und Höhe der Auswirkungen auf den regionalen Nährstoff- und Wasserhaushalt und damit auf die Gewässerqualität lassen sich aufgrund der Komplexität der Wirkungszusammenhänge nur sehr schwer ermitteln. Decision Support Systems (DSS) bilden komplexe Zusammenhänge ab und sind Hilfsmittel bei der Prognose möglicher zukünftiger Entwicklungen. Damit dienen sie Entscheidungsträgern in der Politik, Wirtschaft und Verwaltung als Instrument der Entscheidungsfindung, z. B. bei der Erstellung von Bewirtschaftungsplänen in Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Einige Decision Support Systems sollen exemplarisch kurz vorgestellt werden.

Für das Neckareinzugsgebiet wurde im Rahmen des Forschungsprojektes **RIVERTWIN** ein integriertes Modell für die strategische Planung der Gewässerbewirtschaftung entwickelt (STAHR ET AL. 2006). Mit dem Modellsystem MOSDEW (Model for Sustainable Development of Water Resources) werden der Einfluss von ökonomischen und technologischen Entwicklungen sowie die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und des globalen Klimawandels auf die langfristige Verfügbarkeit der Ressource Wasser und auf die Qualität der Gewässer abgeschätzt. Neben Modellen zum N-Austrag (EPIC, SLYSYS), zur Agrarökonomie (ACRE), zur Hydrologie (MODFLOW, HBV, LARSIM) und zur stofflichen Belastung von Grund- und Oberflächenwasser (MONERIS, QUAL2K) sind auch Teilmodelle zur biologischen Gewässerqualität (CASIMIR) und zur Wassernutzung (WEAP) enthalten.

Im Projekt **GLOWA Danube** (GLOWA 2008) wurde ein Decision Support System entwickelt, um den zukünftigen Wandel des Wasserhaushalts im Einzugsgebiet der Oberen Donau abschätzen zu können und den Effekt politischer Entscheidungen auf die Verfügbarkeit, Qualität und Verteilung der Ressource Wasser zu prognostizieren. Das rechnergestützte Instrument soll auch von Nicht-WissenschaftlerInnen in Entscheidungspositionen, in der Politik, der Wirtschaft, in den Verbänden und Interessensgruppen ange-

wendet werden können. Der Einfluss des Klimawandels, technologischer Entwicklungen und politischer Entscheidungen auf die landwirtschaftliche Nutzung in der Region wurde anhand verschiedener Szenarien abgeschätzt (HENSELER ET AL. 2008, 2009).

In Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde im Projekt **AGRUM-Weser** ein Modellverbund für das Flusseinzugsgebiet der Weser entwickelt (FGG WESER 2009). Dabei wurde das Agrarsektormodell RAUMIS (KREINS ET AL. 2007) vom vTI-Braunschweig zur Berechnung von N-Überschüssen nach OSTERBURG ET AL. (2004), das Modell GROWAWEKU (WENDLAND ET AL. 2002) vom FZ-Jülich zur Abschätzung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer sowie das Modell MONERIS (BEHRENDT ET AL. 1999) vom IGB-Berlin zur Ermittlung der eintragungspfadbezogenen punktuellen und diffusen N- und P-Frachten in Oberflächengewässer unter Berücksichtigung von Verlust- und Retentionsprozessen miteinander gekoppelt (KUNKEL ET AL. 2005, BMU & BMVEL 2008). Der Modellverbund ermöglicht Abschätzungen zu den erwartbaren regionalen Entwicklungen im landwirtschaftlichen Sektor und den daraus resultierenden Auswirkungen auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Da das Untersuchungsgebiet der Weser sowohl hinsichtlich der landwirtschaftlichen als auch der standörtlichen Eigenschaften durch eine heterogene Struktur gekennzeichnet ist, bildet es ein breites Spektrum bundesdeutscher Verhältnisse ab. Daher lassen sich die aus den Ergebnissen des Modellverbundes abgeleiteten Aussagen auf Deutschland übertragen.

3.4 Bedeutung von N-Bilanzen und N-Modellen in Forschung und Verwaltung

Bedeutung von N-Bilanzen

N-Salden sind auf Betriebsebene wichtige Indikatoren zur Schwachstellenanalyse in der Düngepraxis. Gegenüber der Öffentlichkeit dienen N-Salden zum Nachweis umweltverträglichen Wirtschaftens, zur Umweltberichterstattung z. B. gegenüber der EU und zur Bewertung förderpolitischer Maßnahmen. Die Bundesregierung hat unlängst den als Gesamt- oder Hoftorbilanz für Deutschland errechneten landwirtschaftlichen N-Überschuss als zusätzlichen Indikator für die Bewertung der nachhaltigen Entwicklung Deutschlands aufgenommen (BUNDESREGIERUNG 2008). Auch die OECD und die Europäische Kommission ziehen sektorale N-Bilanzüberschüsse als Umweltindikator heran, wobei allerdings als Berechnungsansatz eine Flächenbilanzierung nach Feld-Stallbilanz zugrunde liegt (OECD 2001, BERGSCHMIDT 2004).

Implementierung von N-Modellen im umweltpolitischen Kontext

Die in den 1980er und 1990er Jahren auf internationaler Ebene gefassten Beschlüsse zur Reduzierung des Nährstoffeintrags in Nord- und Ostsee (internationale Nordseeschutzkonferenz, Helsinki Kommission) führten dazu, dass hinsichtlich des **Erfolgsmonitorings** N- und P-Frachten modellgestützt berechnet werden sollten. Hierzu wurde in Deutschland schließlich das Modell MONERIS entwickelt (BEHRENDT ET AL. 1999). Für die Umsetzung europaweiter Regelungen wie der Nitratrichtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie wurden im Rahmen des Projektes EUROHARP (2000 – 2006) verschiedene Modelle hinsichtlich der Vergleichbarkeit, Transparenz und Zuverlässigkeit evaluiert (SCHOUMANS & SILGRAM 2003). Dabei handelte es sich um die weitgehend konzeptionellen Modelle MONERIS (FV-IGB, Deutschland) und EvenFlow (ADAS, Großbritannien) und die stärker physikalisch basierten Modelle NL-CAT (ALTERRA, Niederlande), TRK-System (SOIL-N/HBV) (SLU u. SMHI, Schweden) und SWAT (IRSA, Italien) sowie die überwiegend auf empirischen Zusammenhängen basierenden Modelle REALTA (KMM, Irland), N-LES (NERI, Dänemark), NOPOLU (IFEN, Frankreich) und Source Appointment (NERI, Dänemark). Vergleichsrechnungen für verschiedene europäische Flusseinzugsgebiete zeigten schließlich, dass es kein Modell gibt, das konsequent in allen Regionen am besten abschneidet (SILGRAM ET AL. 2008). Obwohl damit kein harmonisiertes Verfahren möglich ist, werden mit Ausnahme des dänischen Modells Source Appointment von der OSPAR

Kommission alle oben erwähnten Modelle für das Erfolgsmonitoring im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie anerkannt (OSPAR 2007).

Modelle werden aber zunehmend auch als **Prognosewerkzeug** genutzt. Sie dienen insbesondere auf regionaler Ebene als Hilfsmittel für die Abschätzung der Wirksamkeit von nitratreduzierenden Maßnahmen (z. B. BEHA ET AL 2005, FINK ET AL. 2007, GRIMM-STRELE ET AL. 2007, THIEL ET AL. 2009) und zur Erarbeitung von Maßnahmenplänen sowie für die Abbildung von Szenarien verschiedener agrar- und umweltpolitischer Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Erzeugung (z. B. BMU & BMVEL 2008, LUBW 2006a).

Anforderungen an Modelle seitens der Wissenschaft und Politik/Verwaltung

Die Anforderungskriterien an Modelle seitens der Wissenschaft und der Verwaltung sind teilweise sehr unterschiedlich (Tab. 1). In der Wissenschaft werden Modelle primär entwickelt, um die komplexe Wirklichkeit besser zu verstehen, während für Politik und Verwaltung das Ergebnis im Mittelpunkt steht und das Modell als Entscheidungshilfe dient. Statt einer komplexen Beschreibung der Zusammenhänge, detaillierter Abbildung der Prozesse mit differenzierten Ergebnissen und entsprechend differenzierter Interpretation ist in der Verwaltungspraxis eine einfache und transparente Beschreibung der Zusammenhänge auf wissenschaftlicher Grundlage gefragt. Die Prozesse sollten möglichst einfach und gut nachvollziehbar abgebildet werden, um die Akzeptanz des Modelleinsatzes bei den Akteuren (z. B. Landwirten, Wasserversorgern, NGO's) zu verbessern.

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ergaben sich neue Anforderungen an Modelle, denn die zu erstellenden Bewirtschaftungspläne erfordern detaillierte Kenntnisse über Eintragspfade und -mengen. Zunehmend rückt die Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen in den Mittelpunkt des Interesses. Dies erfordert, dass die Modellberechnungen für die Öffentlichkeit transparent dargestellt werden können, da sie als Mit-Grundlage für die Erstellung von Maßnahmenplänen herangezogen werden sollen. Damit sind erhöhte Anforderungen an die Fehlerfreiheit des Modells und die Dokumentation der Berechnungsergebnisse gestellt. Gegebenenfalls werden diese auch einer juristischen Überprüfung unterzogen. Mittlerweile werden Modellberechnungen auch als hilfreiches Instrument zur Bewusstseinsbildung bei den Akteuren und zur Beteiligung der Öffentlichkeit gemäß Artikel 14 der WRRL eingesetzt (BERKHOFF 2008, FINCK 2008, FINCK ET AL. 2009a, b).

Entscheidend für die Modellauswahl sind letztlich auch die an den Anwender gestellten Anforderungen. Während in der Wissenschaft hochqualifizierte Wissenschaftler mit den

Modellen umgehen, sich intensiv einarbeiten können und die Modelle fortlaufend verbessern, sind in der Verwaltungspraxis einfache anwenderfreundliche Modelle mit geringer Einarbeitungszeit und geringem Rechenaufwand gefragt.

Die im Rahmen von MoNit eingesetzte Version des Modells STOFFBILANZ nimmt eine Position zwischen den Anforderungen der Wissenschaft und dem anwendungsorientiertem Einsatz in der Verwaltung ein. Die Berechnung von N-Bilanzen erfolgt auf der Grundlage statistischer Daten, das Modell ist eine benutzerfreundliche MS Access/Visual Basic basierte Datenbankanwendung und die Ergebnisse sowie alle Eingangsdaten sind mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) transparent darstellbar.

Tab. 1: Anforderungskriterien an die N-Modellierung seitens der Wissenschaft und seitens der Politik und Verwaltung.

Wissenschaft	Politik/Verwaltung
Wirklichkeit besser zu verstehen	In Hinblick auf Schlussfolgerungen und Entscheidungen relevant (Decision Support Systems)
Richtige Beschreibung der Zusammenhänge	Fundierte, aber einfache und transparente Beschreibung der Zusammenhänge
Nachvollziehbare, aber detaillierte Abbildung der Prozesse	Möglichst einfache und nachvollziehbare Abbildung der Prozesse (Akzeptanz)
Differenzierte Ergebnisse und Interpretation	Möglichst klare Ergebnislage, die den Akteuren leicht vermittelbar ist (z. B. Eintragspfade)
	Dokumentationspflicht, ggf. juristische Überprüfung
Entwickler und Anwender sind hochqualifizierte Wissenschaftler/innen; intensive Einarbeitung	Anwenderfreundlichkeit (Bearbeiter/in); kurze Einarbeitungszeit, geringer Zeitaufwand
Verbesserung der Modelle	

4 Ermittlung des N-Austrags mit dem N-Bilanzmodell STOFFBILANZ

4.1 Einführung

Die flächenhafte Abschätzung des N-Austrags für die Gegenwart und Vergangenheit erfolgte im Projekt MoNit mit dem von der TU Dresden entwickelten Modell STOFFBILANZ (GEBEL 2003). Es handelt sich um einen in MS-Access/Visual Basic programmierten Ansatz zur flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stickstoff-, Phosphor- und Sedimentfrachten aus der Fläche. Der Modellansatz vermittelt zwischen groß- und kleinmaßstäblichen Verfahren und eignet sich insbesondere für Anwendungen in mittelgroßen Flusseinzugsgebieten. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurden vom ATV-DVWK die Modelle MONERIS, MOBINEG MODIFUS und STOFFBILANZ bewertet hinsichtlich der Kriterien Plausibilität des Berechnungsansatzes, Differenzierung der N-Eintragspfade, Datenverfügbarkeit, Anwenderfreundlichkeit und Übereinstimmung der berechneten N-Frachten. Das Modell STOFFBILANZ schnitt hinsichtlich des Parameters Stickstoff gut ab (SCHEER ET AL. 2004). In Sachsen wurde das Modell STOFFBILANZ zur Beurteilung diffuser N-Belastung von Grundwasserkörpern angewendet (ZWEIG ET AL. 2006). Derzeit wird das Modell dort für landesweit flächendeckende Modellierungen der N- und P-Belastung sowie bei der Erstellung von Maßnahmenplänen im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie eingesetzt (GRUNEWALD ET AL. 2008).

Im Rahmen des Projektes MoNit beschränken sich die Modellierungsarbeiten mit STOFFBILANZ allerdings auf den sickerwassergebundenen N-Austrag aus der Bodenzone in Richtung Grundwasser. Zudem wurde das Modell in einigen Punkten modifiziert und auf die regionalen Verhältnisse des Oberrheingrabens angepasst. Die wichtigsten Modifikationen waren, die Berücksichtigung

- der zusätzlichen Hauptnutzungsformen „Weinbau“, „Obstbau“ und „Grünland“,
- der Sonderkulturen Tabak, Spargel, Erdbeeren, Intensivgemüse innerhalb der Hauptnutzungsform Acker,
- der Mineralisierung aus Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum,
- der Nachlieferung aus dem Boden für den Herbst-Winter-Zeitraum,
- des Skelettgehaltes bei der Ableitung von Denitrifikation und N-Nachlieferung des Bodens,

- der unterschiedlichen Bedarfs- und Entzugsfaktoren auf deutscher und französischer Seite aufgrund von Bewirtschaftungs- und Sortenunterschieden sowie
- die modellinterne Anpassung der Mineraldüngermenge in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngeranfall und
- die Möglichkeit Erträge und Düngemengen unabhängig voneinander einzugeben und somit von der ordnungsgemäßen Bewirtschaftung abweichende Düngemengen ansetzen zu können. Dies war insbesondere für die Modellierung der Jahre 1990 und 1980 erforderlich.

4.2 Modellansatz

Die räumliche Auflösung, die bei der Größe des Untersuchungsgebiets von MoNit notwendigerweise ein Kompromiss zwischen der Berücksichtigung relevanter, kleinräumiger Strukturen und einem überschaubaren Daten- und Rechenaufwand darstellen muss, beträgt 500 x 500 m² im inneren Projektgebiet (Lockergesteinsaquifer der Rheinebene) und 1.000 x 1000 m² im äußeren Projektgebiet (Einzugsgebiet des Schwarzwaldes und der Vogesen). Entsprechend wurden die stark differenzierten Satellitenbilddaten den Nutzungsformen Acker, Grünland, Weinbau, Obstbau, Nadel- und Laubwald, Siedlung, Gewässer und Devastierung (Ödland, Industriebrache, Landschaftswunden) zugeordnet und für das 500 x 500 m² bzw. 1000 x 1000 m²-Raster die dominierende Hauptnutzungsform bestimmt (Anhang K 2). Der N-Saldo wird nach einem für die Hauptnutzungsform spezifischen Bilanzierungsansatz ermittelt.

Die zur Bilanzierung notwendigen räumlichen Daten liegen entweder in einer annähernd flächendeckenden Form vor (z. B. Karten zur Bodenart, Sickerwassermenge) oder es werden gebietsbezogene Informationen (z. B. Viehbesatz, Erträge) verwendet, die bestimmten räumlichen Einheiten wie Gemeinden bzw. Cantone oder Bewirtschaftungsregionen zuzuordnen sind. Beide Datentypen werden durch geeignete Aggregations- bzw. Regionalisierungsmethoden auf das Modellraster übertragen (Abb. 5). Es wird vereinfachend angenommen, dass die berechneten N-Salden als mittlere jährliche N-Überschüsse komplett zum Austrag gelangen und sich anhand der mittleren Sickerwassermenge die mittlere Konzentration mg NO₃/l im Sickerwasser berechnen lässt (GL 5).

$$NO_3 - \text{Konz. im Sickerwasser} = \frac{N - \text{Austrag} [kgN / ha]}{\text{Sickerwassermenge} [mm]} * 4,43 * 100 \quad mgNO_3/l \quad GL 5$$

hierbei:

4,43 = Umrechnungsfaktor für N in NO₃

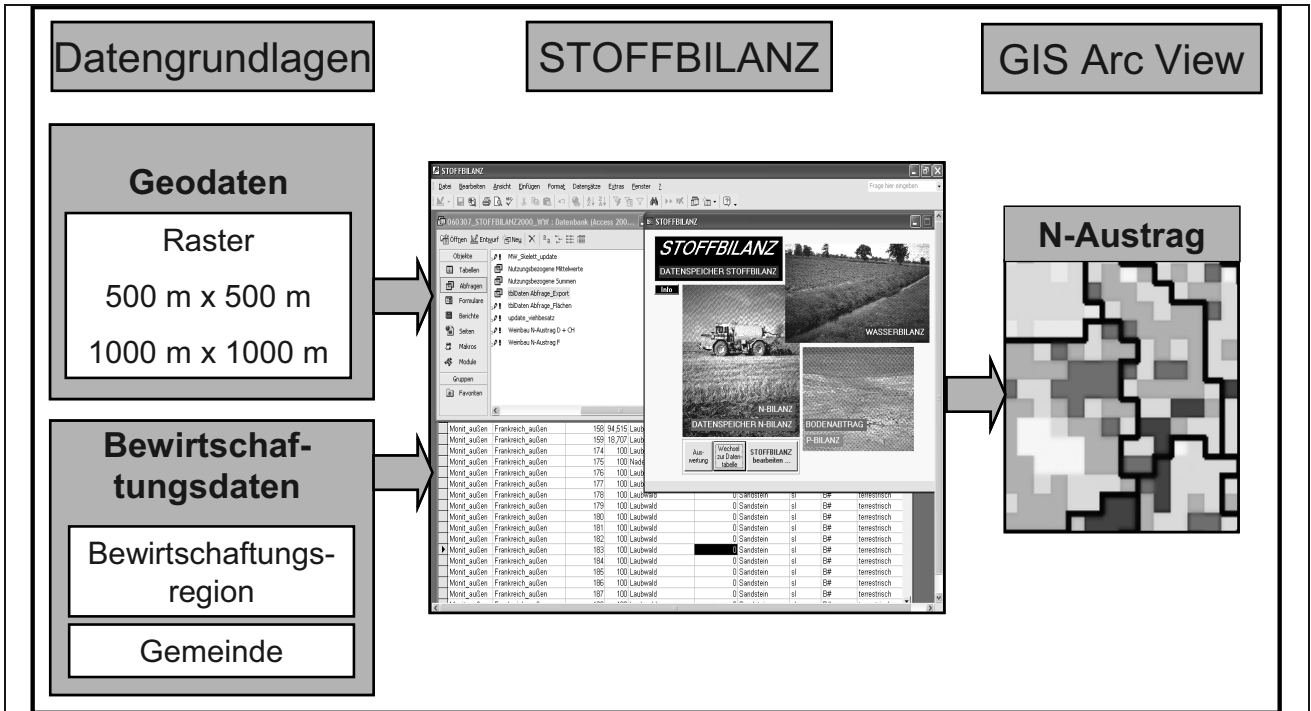


Abb. 5: Datenverarbeitungsprinzip bei der Modellierung des N-Austrags mit STOFFBILANZ (eigene Darstellung).

4.3 Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Ackerbau

Aus der Bodenstickstoffbilanz GL 2 und GL 3 ergibt sich durch Umformung die NO₃-Auswaschung (GL 6): Die Bilanzierung im Modell STOFFBILANZ erfolgt analog, wobei die NH₃-Verflüchtigung nur für Wirtschaftsdünger berücksichtigt wird und in Höhe der Lagerungs- und Ausbringungsverluste bereits bei der Bilanzgröße „Wirtschaftsdünger“ zum Abzug gebracht wird (GL 7). Der N-Saldo entspricht der NO₃-Auswaschung in kg N/ha, da angenommen wird, dass überschüssiger Stickstoff als Nitrat vollständig zum Austrag gelangt.

$$\begin{aligned}
 \text{NO}_3\text{-Auswaschung} &= \text{Mineraldünger} + \text{Wirtschaftsdünger} + \text{N-Fixierung} && \text{kg N/ha} && \text{GL 6} \\
 &+ \text{atmosphärische N-Deposition} + \text{N-Netto-Mineralisierung} \\
 &- \text{N-Entzug Gesamtpflanze} - \text{Denitrifikation} \\
 &- \text{NH}_3\text{-Verflüchtigung}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 N\text{-Saldo} = & \text{Mineraldünger} + \text{Wirtschaftsdünger (abzgl. NH}_3\text{-Verflüchtigung)} & \text{kg N/ha} & \text{GL 7} \\
 & + N\text{-Fixierung} + \text{atmosphärische N-Deposition} \\
 & + N\text{-Netto-Mineralisierung} - N\text{-Entzug Gesamtpflanze} \\
 & - \text{Denitrifikation}
 \end{aligned}$$

hierbei:

N-Netto-Mineralisierung = Mineralisierung aus dem Boden + Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum

N-Entzug Gesamtpflanze = N-Abfuhr mit dem Erntegut + N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze (Ernte- und Wurzelrückstände)

Der in GL 7 aus der Bodenstickstoffbilanz abgeleitete Bilanzierungsansatz wird anhand der in Tab. 2 dargestellten Bilanzglieder konkretisiert und im Modell STOFFBILANZ gemäß GL 8 umgesetzt. Die zeitliche Diskretisierung der Mineralisierungsprozesse in die Vegetationszeit und die Zwischenanbauphase ist mit gewissen Unschärfen verbunden. Es wurde angenommen, dass die in der Landwirtschaftsverwaltung angewendeten Kenndaten und Schätzwerte die mittleren Verhältnisse hinreichend genau widerspiegeln. Beispielsweise gibt es Schätzwerte für die Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum (DNgrün) und für die Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens (NNBo), der sich aus Werten für die Vegetationszeit und der anschließenden Zwischenanbauphase (Herbst-Winter-Zeitraum) ergibt. Zudem wurde versucht die Kenndaten und Schätzwerte einzelner Bilanzglieder anhand von Standortbedingungen und Bewirtschaftungsweisen regional zu differenzieren (vgl. Kap. 4.6.6).

Tab. 2: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Ackerbau.

Input + Mobilisierung		Output + Immobilisierung	
Mineralische N-Düngung	DNmin	N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt	Nernte
N-Fixierung durch Leguminosen	Nfix	N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze	Ngrün
Wirtschaftsdünger (im Anwendungsjahr verfügbarer N und N aus organischem Anteil des Wirtschaftsdüngers der Vorjahre)	DNorg	Denitrifikation in der Bodenzone	Ndenitr
Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum	DNgrün		
Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens	NNBo		
Atmosphärische N-Deposition	Natm		

$$N\text{-Saldo} = N\text{-Input} + \text{Mobilisierung} - N\text{-Output} - \text{Immobilisierung} \quad \text{kgN/ha} \quad \text{GL 8}$$

hierbei (siehe Tab. 2)

$$N\text{-Input} = DN_{\text{min}} + N_{\text{fix}} + DN_{\text{org}} + Natm$$

$$\text{Mobilisierung} = DN_{\text{grün}} + NNBo$$

$$N\text{-Output} = N_{\text{ernte}} + N_{\text{denitr}}$$

$$\text{Immobilisierung} = N_{\text{grün}}$$

Berechnung des N-Saldo auf Ebene der Ackerraster

Zur Berechnung des Stickstoffaustrags für die Ackerfläche einer Gemeinde bzw. eines Cantone wird für jedes Ackerraster dieselbe gemeindespezifische Kulturartenverteilung gemäß Bodennutzungshaupterhebung bzw. SCEES zu Grunde gelegt. Bildlich gesprochen werden auf jeder Ackerzelle einer Gemeinde alle Kulturen entsprechend ihrem Anteil in der Agrarstatistik angebaut (Abb. 6). Zunächst wird aus den kulturspezifischen Daten gemäß GL 9 eine kulturspezifische Zwischenbilanz (ZB_{kult}) berechnet. Durch Gewichtung entsprechend dem Flächenanteil in der Gemeinde/Canton ergibt sich die Zwischenbilanz für das Ackerraster.

$$ZB_{\text{kult}} = DN_{\text{min}} + N_{\text{fix}} + DN_{\text{org}} + DN_{\text{grün}} - N_{\text{ernte}} - N_{\text{grün}} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 9}$$

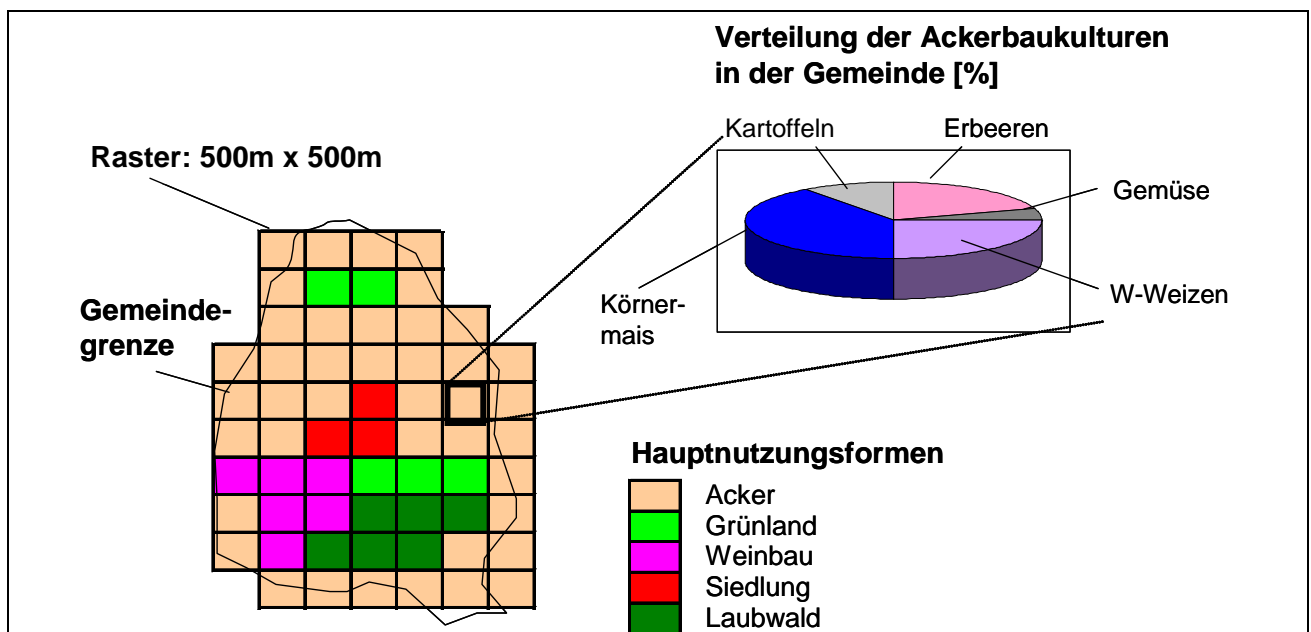


Abb. 6: Hauptnutzungsformen am Beispiel einer Gemeinde mit Kulturartenverteilung für die Hauptnutzungsform Ackerbau (LUBW 2005b, 101 verändert).

Anschließend wird für jede Rasterzelle der entsprechende Wert für die atmosphärische Deposition ($Natm$) und für die Mineralisierung des Bodens ($NNBo$) addiert bzw. der rasterbezogene Wert für die Denitrifikation ($Ndenitr$) subtrahiert. Die Denitrifikation ist Abhängigkeit vom berechneten N-Saldo, Bodentyp und Skelettgehalt, so dass die Werte auf Rasterebene variieren (Kap. 4.6.3). Die Mineralisierung des Bodens variiert auf der Grund-

lage der rasterbasierten Daten zur Bodenart (Kap. 4.6.6.5). Auch die Daten zur atmosphärischen N-Deposition liegen in Rasterform vor, zeigen pro Hauptnutzungsform aber nur eine geringe räumliche Variabilität (Kap. 4.6.5).

Der berechnete N-Saldo für Ackerbau zeigt eine hohe **räumliche Variabilität** innerhalb des Projektgebietes, aufgrund

- unterschiedlicher Bewirtschaftungspraxis (Mineraldüngermenge, Erträge) für die verschiedenen Bewirtschaftungsregionen,
- der Modifikation von Mineraldüngermenge, Erträge und Nachlieferung aus dem Humus in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften auf Rasterebene,
- unterschiedlichen Wirtschaftsdüngeranfalls pro Gemeinde,
- unterschiedlicher Kulturartenverteilung pro Gemeinde,
- unterschiedlicher atmosphärischer N-Deposition und Denitrifikation pro Raster.

4.4 Bilanzierungsansätze für die weiteren Hauptnutzungsformen

Weinbau

Die **N-Umsetzungsdynamik** in den Rebanlagen unterscheidet sich teilweise von der auf Ackerflächen, da es sich um eine Dauerkultur mit einem speziellen Bewirtschaftungsverfahren und extreme Standortbedingungen handelt. Die flachgründigen Sonnenhänge und Terrassenlagen sind extremer Wärmeentwicklung und Trockenheit sowie Erosionsereignissen ausgesetzt, welche die Bodenentwicklung hemmen (RUPP 1987). Die mittleren Humusgehalte sind mit etwa 2 % relativ gering, am Kaiserstuhl sind die Werte aufgrund der in den 70er Jahren großflächig durchgeführten Rebflurbereinigungen unterdurchschnittlich. Allerdings kann die bei Neuanlage eines Weinbergs alle 20 bis 30 Jahre notwendige tiefe Bodenbearbeitung (Rigolen) zur Mineralisierung erheblicher N-Mengen führen. Um die N-Einträge ins Grundwasser zu minimieren, ist in Baden-Württemberg in Wasserschutzgebieten der Kategorie Problem- oder Sanierungsgebiet das Rigolen erst ab 1. März mit anschließender Begrünungseinsaat erlaubt (UM 2001).

Die Begrünung ist aus Gründen des Wasser- und Erosionsschutzes eine wichtige Maßnahme. In den relativ niederschlagsreichen badischen Weinanbaugebieten der Vorbergzone (z. B. Ortenau und Markgräflerland) ist eine ganzflächige Begrünung auch im Sommer verbreitet. Auf relativ trockenen Standorten, wie sie vorwiegend im Kaiserstuhl zu finden sind, ist teilweise im Sommer nur jede zweite Gasse begrünt, um der Wasserkonkurrenz mit den Reben vorzubeugen. Aus der eingearbeiteten Winterbegrünung wird

Stickstoff mineralisiert und steht den Reben zur Hauptaufnahmezeit im Frühjahr zur Verfügung. Im Herbst erfolgt die Neueinsaat, um winterliche Nitratausträge zu vermeiden. Je nach Zielsetzung, z. B. Verbesserung der Befahrbarkeit, Erosionsschutz, Optimierung der Bodenstruktur und -fruchtbarkeit werden unterschiedliche Herbst/Winterbegrünung eingesetzt: Abfrierende Begrünungen (Phacelia, Ölrettich, Gelbsef), winterharte Begrünungen (W-Raps, -Rüben, -Roggen, -Gerste und -Weizen), Leguminosen (Wintererbse, -wicke) (RIEDEL 2005). Letztere wurden beispielsweise für humusarme Lößterrassen am Kaiserstuhl empfohlen, um die Stickstoff- und Wasserversorgung zu verbessern. Entsprechend der unterschiedlichen Begrünungsarten kann die Nitrataufnahme sehr unterschiedlich verlaufen.

Der N-Vorrat eines Weinbergbodens (0-20 cm) beträgt bei einem mittleren Humusgehalt von 2 % etwa 3.000 kg N/ha. In Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsweise und der Witterung werden jährlich 1–2 % des N-Vorrates verfügbar. Über ein standortangepasstes Bodenpflegesystem (Begrünungsart, Teilzeitbegrünung, „Stören“ einer Dauerbegrünung) wird versucht die Stickstofflieferung des Bodens und die Wasserverfügbarkeit dem Bedarfsrhythmus der Rebe anzupassen (LvwO 2009). Die Herbst-N_{min}-Werte der SchALVO-Herbstkontrollaktion zeigen für dauerbegrünte Standorte die geringsten N_{min}-Werte, für teilbegrünte etwas höhere und für unbegrünte die deutlich höchsten Werte (RIEDEL 2006).

Aufgrund der großen Unterschiede in der Bewirtschaftungsweise von Reben ist die Abbildung in einem N-Bilanzansatz schwierig und nur mit Vereinfachungen und Datenunschärfen möglich. Auf deutscher Seite wurden analog zur Bilanzierung im Ackerbau Mobilisierungs- und Immobilisierungsprozesse berücksichtigt. Dabei wurde aufgrund der umfangreichen Begrünung der badischen Reblagen als zusätzliches Bilanzglied die N-Aufnahme durch die Begrünung einbezogen (siehe Tab.3 und GL 10). Die Quantifizierung der Bilanzglieder ist allerdings mit großen Unschärfen behaftet (Kap. 4.6.7). Auf französischer Seite wurde vereinfachend der N-Saldo als N-Zufuhr minus N-Abfuhr berechnet (GL 10). Zusätzlich werden bei beiden Bilanzierungsverfahren die N-Zufuhr über die atmosphärische Deposition und Denitrifikationsverluste berücksichtigt. Zur Berechnung der Denitrifikation siehe Kap. 4.6.3.

Tab. 3: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Weinbau auf deutscher Seite.

Input + Mobilisierung		Output + Immobilisierung	
Mineraldünger	DNmin	N-Abfuhr Trauben	Nernte
Wirtschaftsdünger (im Anwendungsjahr verfügbarer N und N aus organischem Anteil des Wirtschaftsdüngers der Vorjahre)	DNorg	N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze	Ngrün
Mineralisierung aus Ernteresten	DNgrün	N-Aufnahme der Begrünung	ANgrün
Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens	NNBo	Denitrifikation in der Bodenzone	Ndenitr
Atmosphärische Deposition	Natm		

$$N\text{-Saldo (D)} = N\text{-Input} + \text{Mobilisierung} - N\text{-Output} - \text{Immobilisierung} - N\text{-Begrünung} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 10}$$

$$N\text{-Saldo (F)} = N\text{-Input} - N\text{-Output} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 11}$$

hierbei (siehe Tab. 3)

$$N\text{-Input} = DN_{\min} + DN_{\text{org}} + Natm$$

$$\text{Mobilisierung} = DN_{\text{grün}} + NNBo$$

$$N\text{-Output} = Nernte + Ndenitr$$

$$\text{Immobilisierung} = Ngrün + ANgrün$$

Obstbau

In den Rastern der Hauptnutzungsform Obstbau sind sowohl Streuobstflächen als auch Intensivobst enthalten, da die Landsat-Aufnahmen eine Differenzierung nicht erlaubten (vgl. Kap. 4.6.1). Da der überwiegende Teil der ausgewiesenen Obstbauraster Streuobst repräsentiert, wurde die Bewirtschaftung für extensives Grünland zu Grunde gelegt.

Grünland

Der N-Austrag unter Grünland kann sehr variabel sein, so dass häufig in extensiv und intensiv bewirtschaftetes Grünland differenziert wird. Letzteres bezeichnet in erster Linie Grünland in Regionen mit hohem Viehbesatz, wobei auch in Regionen mit geringem Viehbesatz lokal intensiv genutztes Grünland vorzufinden ist. So kann z. B. bei Weidehaltung, insbesondere von Pferden und Geflügel die N-Deposition punktuell sehr hoch sein. Zudem ist die Höhe der N-Fixierung je nach Leguminosenanteil sehr verschieden und die Mineralisierung aus dem Humus je nach Temperatur, Wärme und Wasserhaushalt sehr variabel (ELSÄSSER 1999). Eine exakte Quantifizierung der für eine Bilanz benötigten Größen ist somit nur für den konkreten Einzelstandort möglich. Aufgrund der Größe des Projektgebietes konnte die Bilanzierung der Grünlandflächen somit nur stark vereinfachend erfolgen. Dabei wurde versucht analog zu den weiteren landwirtschaftlichen Nutzungen die

N-Mobilisierung und Immobilisierung zumindest ansatzweise zu berücksichtigen (Tab. 4). D. h. der Bilanzierungsansatz für Grünland leitet sich aus dem Ansatz zur Ermittlung des Düngebedarfs ab und berücksichtigt das Bilanzglied Standortnachlieferung (MLR 2005).

Tab. 4: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Grünland.

Input + Mobilisierung		Output + Immobilisierung	
Wirtschaftsdünger (N-Gesamt)	DNorg	N-Entzug	Nentz
Mineraldüngung (nur Ergänzungsdüngung!)	DNmin		
Standortlieferung	Standli		

$$N\text{-Saldo} = DNorg + DNmin - Standli - Nentz \quad \text{kg N/ha} \quad GL 12$$

Die N-Zufuhr über organische Düngung (N-Gesamt) wird aus dem Wirtschaftsdüngeranfall der Gemeinde abzüglich Lagerungs- und Ausbringungsverlusten ermittelt. Die Standortlieferung stellt einen Summenparameter dar, der die N-Mineralisierung aus dem Humus, die N-Fixierung, die atmosphärische N-Deposition und die Denitrifikationsverluste umfasst (ELSÄSSER 1999). Auf Moorstandorten ist die Mineralisation gegenüber Mineralböden allerdings deutlich erhöht, so dass ein Zuschlag zur Standortlieferung angesetzt wird (vgl. Kap. 4.6.8). Auch das Standortklima beeinflusst die Standortlieferung; auf Standorten mit hohen Niederschlägen und höheren Temperaturen wird während der Vegetationsperiode mehr Stickstoff mineralisiert.

Als Output bzw. Immobilisierung wird der N-Entzug kalkuliert, der sich aus der N-Abfuhr bzw. der N-Aufnahme durch Weidetiere inkl. der auf der Fläche verbleibenden Bröckelverluste ergibt. Wird der N-Bedarf für den angesetzten Ertrag über Wirtschaftsdünger nicht abgedeckt, so ist anzunehmen, dass eine mineralische Düngung erfolgt. Es wird allerdings angenommen, dass diese als Ergänzungsdüngung bemessen wird und zu keinen austragsrelevanten N-Überschüssen führt (GL 12).

Wald

Die Stickstoffumsetzung in Waldböden unterscheidet sich deutlich von der in Agrarökosystemen. Waldböden haben zwar einen höheren N-Gehalt als Ackerböden, da aber Lagerungsdichte und Horizontmächtigkeit geringer sind, liegt der N-Vorrat i. d. R. unter denen von Ackerböden (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2002). Auf Grund des hohen C/N-Verhältnisses (> 20) überwiegen die N-Immobilisierungsprozesse die N-Mineralisierungsprozesse. In den letzten Jahrzehnten haben allerdings die hohen N-Einträge über die Atmosphäre zu einer deutlichen Einengung der natürlichen C/N-Verhältnisse geführt.

Mit dem Modell STOFFBILANZ werden die N-Austräge aus Waldböden gemäß dem Critical Load-Konzept nach UBA (1996) bzw. NAGEL & GREGOR (1999) abgeschätzt. Dabei wird die Differenz aus dem N-Eintrag über die atmosphärische N-Deposition und aus den N-Verlusten durch die Nettoaufnahme, Immobilisierung und Denitrifikation berechnet (siehe Tab. 5).

Tab. 5: N-Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Wald.

Input		Output	
Atmosphärische N-Deposition	Natm	N-Nettoaufnahme	Naufn
		N-Immobilisierung	Nimob
		Denitrifikation	Ndenitr

Die N-Nettoaufnahme leitet sich aus Ertragsklassen ab, die für Laub- und Nadelwald ermittelt werden (Abb. 7). Die Ertragsklasse wird unter Einbeziehung der mittleren Jahrestemperatur und Sickerwasserrate von den sogenannten Verwitterungsklassen abgeleitet. Die Verwitterungsklasse wiederum wird unter Berücksichtigung der Bodenartengruppe sowie der vom Bodentyp abgeleiteten Ausgangsgesteinsklasse bestimmt (GEBEL ET AL. 2009).

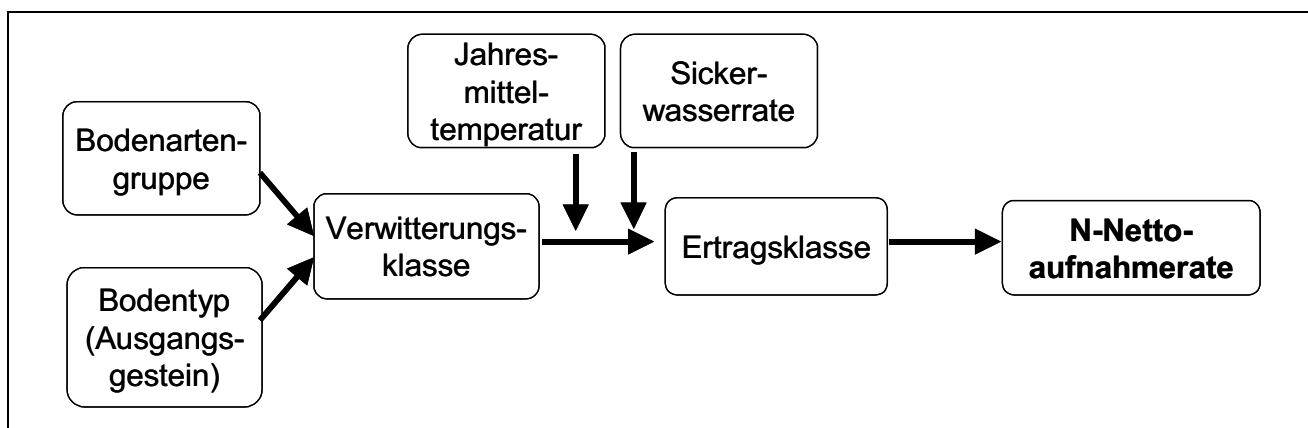


Abb. 7: Schema zur Ableitung der N-Nettoaufnahme für Laub- und Nadelwald.

Die N-Immobilisierungsrate stellt den langfristigen Humusaufbau unter Wald dar und ergibt sich nach NAGEL & GREGOR (1999) anhand der Jahresmitteltemperatur. Beispielsweise liegt er bei einer Jahresmitteltemperatur von 9 °C jährlich bei 1 kg N/ha, bei einer Temperatur von 7 °C bei 2 kg N/ha. Die Denitrifikationsrate wird unter Verwendung des Critical-Load-Konzeptes (UBA 1996, NAGEL & GREGOR 1999, verändert nach KAISER 2002) ermittelt (vgl. Kap. 4.6.3). Der N-Saldo für „Laubwald“ bzw. „Nadelwald“ berechnet sich schließlich nach (GL 13).

$$N\text{-Saldo} = Natm - Naufn - Nimob - Ndenitr$$

$$\text{kg N/ha} \quad GL 13$$

Gewässer

Für Gewässerflächen wird lediglich die atmosphärische Deposition als Input-Größe berücksichtigt. Im Weiteren wird angenommen, dass diese N-Menge ausschließlich über den Oberflächenabfluss emittiert wird, also keine Verlagerung von Stickstoff vom Oberflächengewässer ins Grundwasser erfolgt (GL 14).

$$N\text{-Saldo} = Natm \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 14}$$

Siedlung

Für die Hauptnutzungsform Siedlung wird der N-Austrag unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition und der Denitrifikation berechnet (Tab. 6). Für den versiegelten Flächenanteil wird angenommen, dass der N-Eintrag aus der Atmosphäre weitgehend (75 %) über die Kanalisation und Oberflächengewässer abgeführt wird und nur zu einem Anteil von 25 % durch die versiegelte Fläche sickert (GEBEL ET AL. 2005). Für die Ballungsräume Colmar, Straßburg und Freiburg wurde ein Versiegelungsgrad von 60 %, für die übrige Siedlungsfläche von 30 % angenommen. Die Berechnung gemäß GL 15 bedeutet, dass selbst bei einem Versiegelungsgrad von 100 % der N-Saldo mindestens 25 % der Differenz aus atmosphärischer Deposition und Denitrifikation beträgt. Zur Berechnung der Denitrifikation siehe Kap. 4.6.3. Mögliche Übertritte von punktuellen Frachten über schadhafte Kanalisationsabschnitte, die dann wiederum dem diffusen Eintragspfad zuzuschreiben wären, bleiben unberücksichtigt.

Tab. 6: N-Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Siedlung.

Input		Output	
Atmosphärische N-Deposition	Natm	Denitrifikation	Ndenitr

$$N\text{-Saldo} = (Natm - Ndenitr) * (1 - 0,75 * \text{Versiegelungsgrad} / 100) \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 15}$$

Devastierung

Für die Hauptnutzungsform Devastierung, die Brachflächen wie Mülldeponien, Bahndämme etc. beinhaltet, berechnet sich der Überschuss aus der Differenz der atmosphärischen Deposition und Denitrifikation. Letztere wird gemäß Kap. 4.6.3 ermittelt (Tab. 7, GL 16).

Tab. 7: N-Bilanzierungsansatz Devastierung.

Input		Output	
Atmosphärische Deposition	Natm	Denitrifikation	Ndenitr

$$N\text{-Saldo} = Natm - Ndenitr \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 16}$$

4.5 Modelltechnischer Ablauf

Im Rahmen des Projektes MoNit beschränkten sich die Modellberechnungen mit STOFFBILANZ auf den sicklerwassergebundenen N-Austrag aus der Bodenzone. Programmtechnisch läuft die Berechnung in mehreren Schritten und verschiedenen Modulen ab. Abb. 8 gibt einen Überblick über die hierfür eingesetzten Module von STOFFBILANZ und deren strukturelle Verbindung.

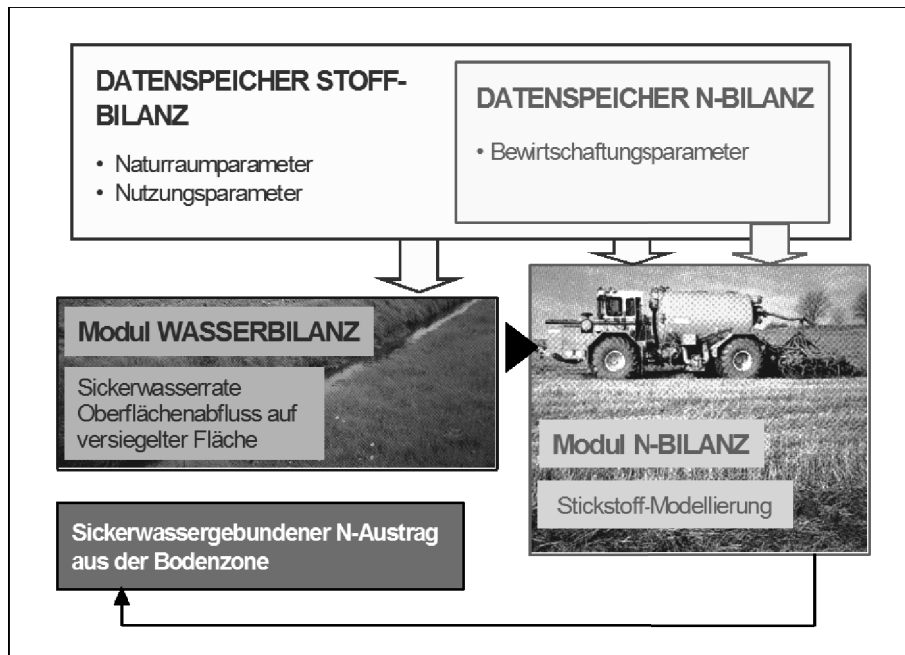


Abb. 8: Im Projekt MoNit eingesetzte Module des Modells STOFFBILANZ (Gebel 2005a,6).

Im **DATENSPEICHER STOFFBILANZ** ist pro Raster ein Datensatz angelegt, der durch eine Rasternummer eindeutig lokalisiert werden kann. Er enthält Angaben zur räumlichen Zuordnung (französisches, deutsches bzw. schweizerisches Bilanzteilgebiet) und zu verschiedenen Naturraum- und Nutzungsparametern (Geodaten) wie Hauptnutzungsform, Bodenart, Bodentyp, Hydromorphiegrad, Sickerwassermenge, Gebietshöhe, Jahresmitteltemperatur und Versiegelungsgrad (nur für Siedlungsfläche).

Im **DATENSPEICHER N-BILANZ** sind die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten (kulturspezifische Anbauflächen, Viehbesatz, Gesamtdüngemengen, Boden- und kulturartspezifische N-Nachlieferung aus dem Boden (Humus), kulturartspezifische N-Mineralisierung aus Ernteresten, Erträge, regionale Praxis zur Abfuhr des Nebenprodukts, N-Entzugs- und Bedarfsfaktoren) mit ihrer räumlichen Zugehörigkeit (Bilanzteilgebiet, Bewirtschaftungsregion, Gemeinde/Canton) enthalten. Aus diesen Daten werden im **DATENSPEICHER N-BILANZ** die kulturspezifischen N-Salden und die Zwischenbilanz für die Hauptnutzungsform Acker sowie die N-Nachlieferung aus dem Boden für die einzelnen

Raster berechnet. Für die Hauptnutzungsformen Laub- und Nadelwald werden die Angaben zur Verwitterungsklasse, Ertragsklasse und N-Nettoaufnahmerate für die Hauptnutzungsformen Laub- und Nadelwald generiert. Ferner sind im DATENSPEICHER N-BILANZ die nutzungsbezogenen disaggregierten Daten zur atmosphärischen Deposition enthalten.

Im **Modul WASSERBILANZ** werden die im DATENSPEICHER STOFFBILANZ rasterbezogen vorliegenden Sickerwasserraten unter Berücksichtigung der Hangneigung und des Hydromorphiegrades in Zwischenabfluss und Basisabfluss aufgeteilt.

Mit dem **Modul N-BILANZ** erfolgt zunächst die Berechnung der Denitrifikation für die Hauptnutzungsformen Acker, Weinbau, Siedlung und Devastierung nach einer Methode von KÖHNE & WENDELAND (1992); für die Hauptnutzungsformen Laub- und Nadelwald unter Verwendung eines Ansatzes nach dem Critical-Load-Konzept (nach NAGEL & GREGOR 1999, verändert nach KAISER 2002). Schließlich wird im Modul N-BILANZ für die verschiedenen Hauptnutzungsformen der sickerwassergebundene N-Austrag als N-Fracht [kg N/ha] und als Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg NO₃/l] berechnet.

Abb. 9 gibt einen zusammenfassenden Überblick über den Programmablauf für die Berechnung der Hauptnutzungsformen Ackerbau und Wald. Bei der Hauptnutzungsform Acker wird im Modul N-Bilanz der N-Austrag aus der Fläche (Emission) berechnet, indem zur Zwischenbilanz (GL 9) die N-Nachlieferung aus dem Boden (im DATENSPEICHER N-BILANZ rasterbezogen berechnet) und die atmosphärische Deposition (im DATENSPEICHER N-BILANZ hinterlegt) addiert bzw. der Wert für die Denitrifikation (im Modul N-BILANZ berechnet) subtrahiert wird.

Bei den Hauptnutzungsformen Laub- und Nadelwald wird vom N-Input über die atmosphärische Deposition (im DATENSPEICHER N-BILANZ) die N-Nettoaufnahmerate (im DATENSPEICHER N-BILANZ rasterbezogen berechnet), die Immobilisierung und die Denitrifikation (beide im Modul N-BILANZ rasterbezogen berechnet) subtrahiert. Abschließend werden die ermittelten N-Austräge im Modul N-BILANZ anhand der rasterbezogenen Sickerwassermengen gemäß GL 5 in Nitratkonzentration im Sickerwasser umgerechnet.

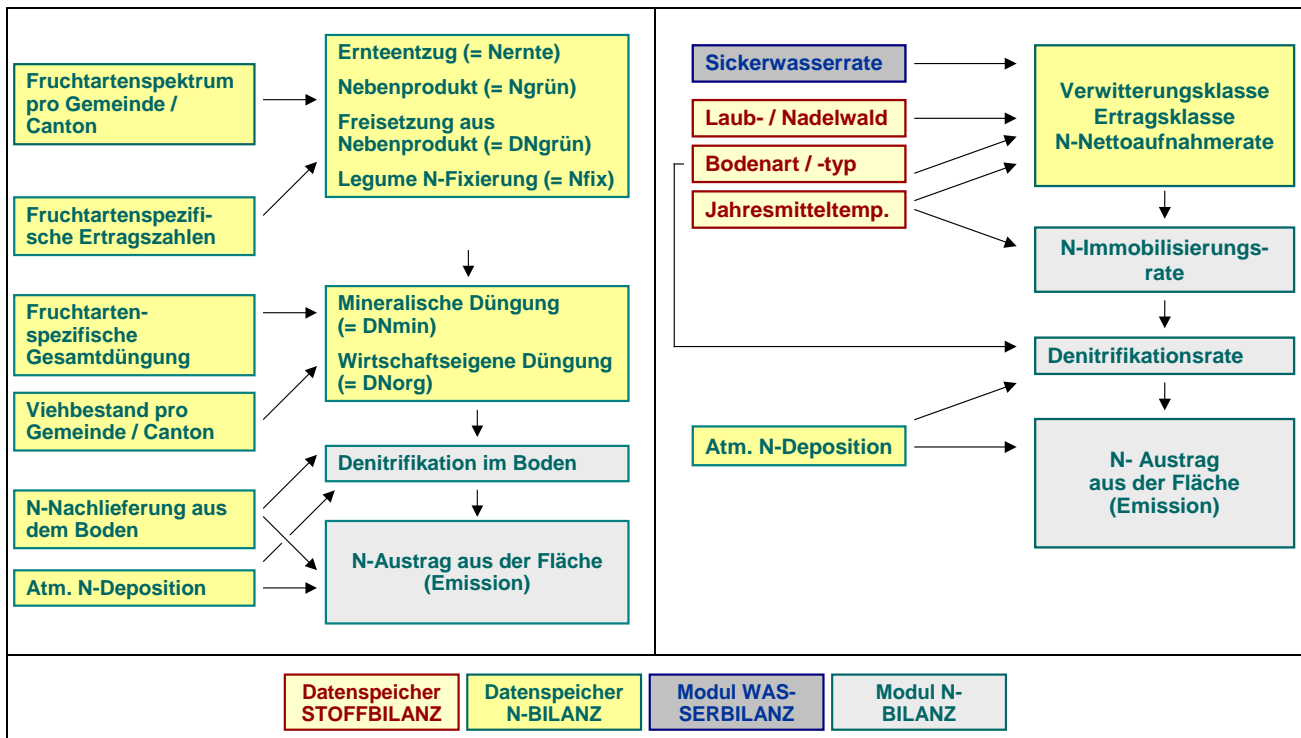


Abb. 9: Berechnungsablauf für die Hauptnutzungsformen Ackerbau (links) und Wald (rechts) im Modell STOFFBILANZ (Gebel 2005a,30).

4.6 Datengrundlagen und Datenqualität

Die grenzüberschreitende Modellierung des Oberrheingrabens erforderte, dass verschiedene Daten (z. B. Bodeneigenschaften) zu einer einheitlichen Datengrundlage aufbereitet und zusammengeführt wurden. Im Anhang T 1 sind die Modelleingangsdaten, die räumliche Auflösung, Datenquelle und ggf. Aufbereitungsschritte für die Verwendung im Modell STOFFBILANZ erläutert.

4.6.1 Landnutzung

Die verschiedenen Nutzungsklassen der Landsat-Aufnahmen 1975, 1991 und 2000 werden gemäß Tab. 8 den neun Hauptnutzungsformen STOFFBILANZ zugewiesen. Die Hauptnutzungsform Obstbau existiert für das Modellierungsjahr 1980 nicht, da die zugehörige Landsat-Aufnahme aus dem Jahr 1975 Obst- und Weinbau nicht differenziert. Der für die Modellierung 1990 und 2000 ausgewiesenen Hauptnutzungsform Obstbau wurden neben Intensivobst (Klasse Obstplantagen) allerdings auch die Streuobstflächen der Landsat-Aufnahmen zugeordnet.

Tab. 8: Zuordnung der Nutzungsklassen der Landsat-Aufnahmen 1975, 1991 und 2000 zu den Hauptnutzungsformen im Modell STOFFBILANZ (KORTE 2005).

Landsat 1975 Auflösung: 50 m x 50 m	Landsat 1991 Auflösung: 25 m x 25 m	Landsat 2000 Auflösung: 30 m x 30 m	STOFFBILANZ
<i>Klasse</i>	<i>Klasse</i>	<i>Klasse</i>	<i>Hauptnutzungsform</i>
Siedlung, dicht bebaut	Dichte Besiedlung	Dichte Siedlung	Siedlung
Siedlung, locker bebaut	Lockere Besiedlung	lockere Siedlung , Kleingärten	Siedlung
	Kleingartenanlagen		Siedlung
Industrie	Industrie + Verkehrsflächen	Industrie	Siedlung
Laubwald	Laubwald	Laubwald	Laubwald
Mischwald	Mischwald	Mischwald	Laubwald
Nadelwald	Nadelwald	Nadelwald	Nadelwald
		Windwurf	Nadelwald
Ackerflächen	Kartoffeln, Zuckerrüben	Ackerflächen	Acker
	Getreide		Acker
	Mais		Acker
	Sonderkulturen		Acker
Wein-, Obstbau	Weinbau	Wein	Weinbau
	Obstplantagen, Streuobst	Streuobst	Obstbau
Grünland	Dauergrünland	Intensivgrünland	Grünland
		Extensivgrünland	Grünland
Wasserflächen	Wasser	Gewässer	Gewässer
	Brachflächen, Sand, Kies	Brachland	Devastierung
		Kies, Bahnanlagen	Devastierung
		Windbruch	Devastierung

Die Flächenanteile, die sich aus der Satellitenbilddauswertung ergeben, zeigen einige Unstimmigkeiten (Tab. 9). Der Flächenanteil Nadelwald steigt von 11,8 % (1975) auf 17,4 % (1991) und sinkt wieder auf 11,0 % (2000) ab. Die Flächenangaben für Laubwald zeigen eine umgekehrte Entwicklung. Die Summe für Laub- und Nadelwald liegt bei 40 % (1975), 44 % (1991) und 45 % (2000) und zeigt damit eine insgesamt plausible Entwicklung. Genauere Recherchen ergaben, dass in den Landsat-Daten 1991 kaum Mischwald ausgewiesen wurde, während der Anteil für 1975 und 2000 bei ca. 30 % der Waldfläche liegt (Tab. 10). Da der Mischwald der Hauptnutzungsform Laubwald zugeordnet wird, ergeben sich die festgestellten Unstimmigkeiten bei den Flächenanteilen für Laub- und Nadelwald.

Tab. 9: Flächenanteile pro Hauptnutzungsform. Datengrundlage: Landsat-Aufnahme 1975, 1991, 2000 (KORTE 2005).

Nr.	Hauptnutzungsform	Flächenanteil [%] Landsat 1975	Flächenanteil [%] Landsat 1991	Flächenanteil [%] Landsat 2000
1	Siedlung	3,7	10,9	8,0
2	Laubwald	28,4	26,6	33,8
3	Nadelwald	11,8	17,4	11,0
4	Acker	17,4	23,2	23,8
5	Weinbau	12,6	4,6	4,2
6	Obstbau	---	1,4	1,9
7	Grünland	25,5	15,2	15,2
8	Gewässer	0,7	0,9	1,1
9	Devastierung	---	2,5	1,1

Tab. 10: Flächenanteile Laub-, Misch- und Nadelwald bezogen auf die Waldfläche insgesamt (KORTE 2005).

Nr.	Hauptnutzung	Landsat-Klasse	Fläche [%] Landsat 1975	Fläche [%] Landsat 1991	Fläche [%] Landsat 2000
2	Laubwald	Laubwald	38,5	58,6	46,8
		Mischwald	32,1	1,9	28,6
3	Nadelwald	Nadelwald	29,4	39,6	24,6

Korrektur der Landnutzungsdaten

Auch bei den Flächenanteilen der Nutzungsformen Weinbau und Siedlung treten Unstimmigkeiten auf. Die Siedlungsfläche hat 1991 mit 10,9 % einen größeren Flächenanteil als in 2000 mit 8,0 % (Tab. 9). Insbesondere im Bereich Sélestat scheint zu viel Siedlungsfläche auf Kosten von Weinbau ausgewiesen zu sein. Diese Unstimmigkeiten in den Landsat-Daten wurden schließlich durch Änderungen der auf die 500 x 500 m²-Raster (iPG) bzw. 1.000 x 1.000 m²-Raster (äPG) aggregierten Landnutzungsdaten des Modells STOFFBILANZ korrigiert.

- Raster, die 1980 und 2000 die Hauptnutzungsform Laubwald und 1990 Nadelwald besitzen, wurden für 1990 in die Hauptnutzung Laubwald abgeändert.
- Raster, die 1980 und 2000 die Hauptnutzungsform Weinbau und 1990 Siedlung besitzen, wurden für 1990 in die Hauptnutzung Weinbau abgeändert.

Abb. 10 zeigt, dass die Korrektur der Weinbauraster vor allem den Bereich Sélestat betrifft. Die Korrektur der Raster für Nadelwald in Laubwald betrifft insbesondere den

Schwarzwald und kleinere Bereiche in den Vogesen bei Sélestat und nördlich von Strasbourg. Insgesamt führte die Korrektur der Raster zu plausiblen Ergebnissen.

Für Weinbau liegt in den Landsat-Aufnahmen 1975 mit 12,6 % ein unplausibel hoher Flächenanteil vor (Tab. 9). Dies ist allerdings nur zum Teil darauf zurückzuführen, dass für das Jahr 1980 Obst- und Weinbau nicht getrennt klassifiziert, sondern beide Nutzungen der Hauptnutzung Weinbau zugeordnet wurden (Tab. 8), zum überwiegenden Teil ist der Fehler wohl einem mangelhaften Verfahren bei der automatisierten Auswertung der Satellitenbilder zuzuschreiben.

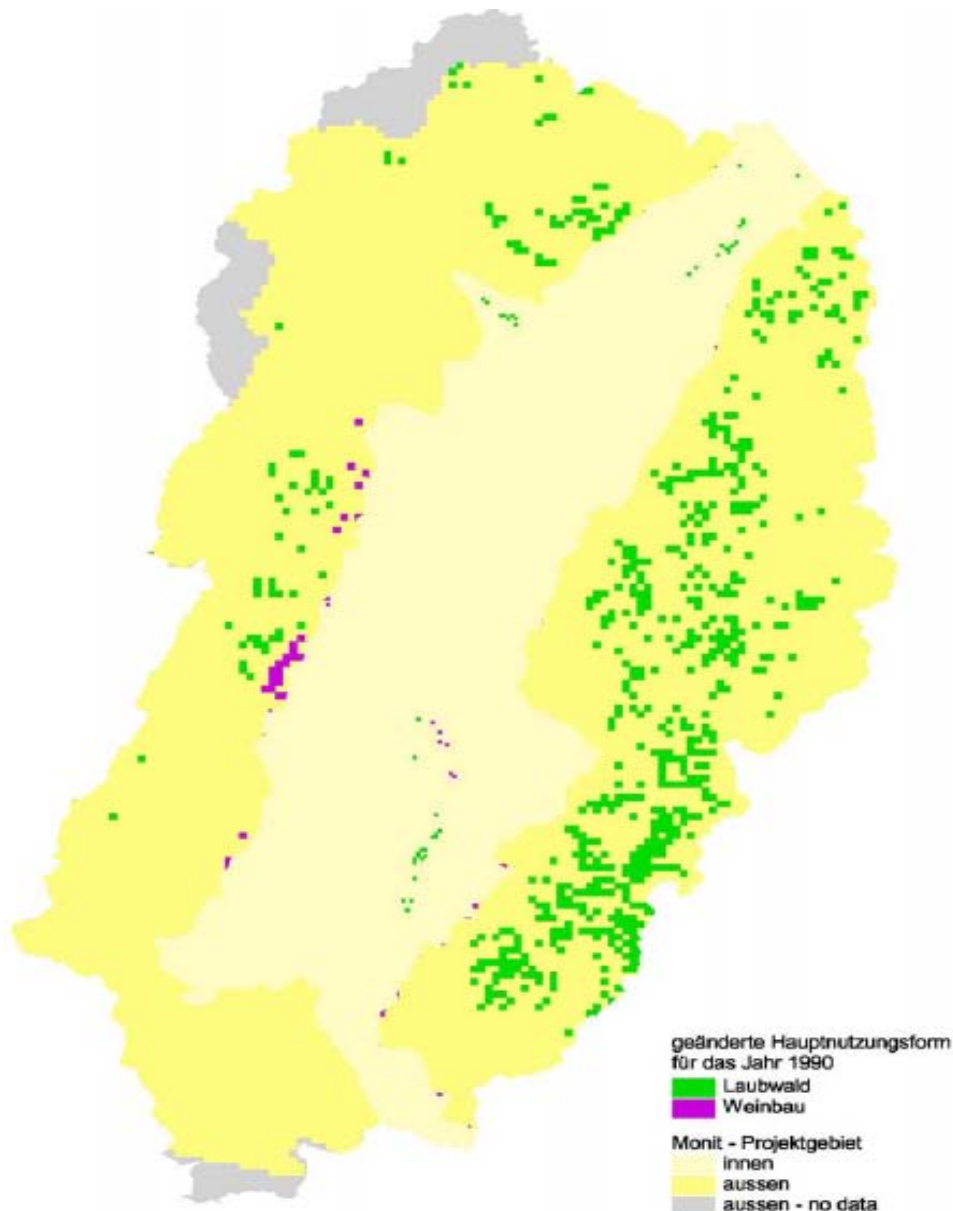


Abb. 10: Korrektur der Landnutzungsdaten 1990. Dargestellt sind die Flächen, die von Nadelwald in Laubwald bzw. von Siedlung in Weinbau umgeändert wurden (KORTE 2005).

Die räumliche Aggregation der Landsat-Nutzungsdaten (Auflösung der Landsat-Aufnahme 1975: 50 x 50 m²-Raster, Landsat-Aufnahme 1991: 25 x 25 m²-Raster und Landsat-Aufnahme 2000: 30 x 30 m²-Raster) zum 500 x 500 m²-Raster (iPG) bzw.

1.000 x 1.000 m²-Raster (äPG) nach dem Dominanzprinzip führt dazu, dass die großflächigen Nutzungen überbewertet und die kleinräumigen Nutzungen unterbewertet werden (Anhang K2). Z. B. wird die Weinbaufläche der LandSat-Daten 1975 im inneren Projektgebiet durch die Aggregation um 5 % reduziert (Tab. 11). Dagegen liegt die aggregierte Ackerbaufläche um 6 % über der LandSat-Fläche 2000 und sogar um 9 % über der Landsat-Fläche 1991. Auch bei der großflächigen Nutzung Laubwald führt die Aggregation zu einer Flächenzunahme um 8,5 % (1980), 4,9 % (1990) und 7,3 % (2000).

Die satellitengestützten Landnutzungsdaten, die letztlich den Modellrechnungen für 1980, 1990 und 2000 zu Grunde liegen, zeigen für das innere Projektgebiet einen deutlichen Anstieg der Ackerfläche von 34 % (1980) auf 49 % (1990), während die Grünlandfläche einen sehr starken Rückgang von 30 % auf 6 % aufweist (Tab. 12 und Abb. 11, sowie im Anhang K3 und K4). Eine ähnliche Entwicklung ist auch im äußeren Projektgebiet festzustellen (Abb. 12).

Tab. 11: Abweichung der Nutzungsanteile durch Aggregation auf 500 x 500 m²-Raster im inneren Projektgebiet bzw. 1.000 x 1.000 m²-Raster im äußeren Projektgebiet in % (KORTE 2005).

Teilgebiet	Jahr	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung
iPG	1980	2,71	-5,00	-0,05	1,54	1,95	-0,24	-0,02	-0,81	-0,08
	1990	9,28	-3,21	-1,38	-4,67	1,71	-0,53	0,11	0,56	-1,86
	2000	6,01	-2,16	-1,32	-3,82	1,49	-0,35	0,07	0,69	-0,60
äPG	1980	-1,19	-2,84	-0,37	0,24	8,46	-2,47	-0,07	-1,05	-0,71
	1990	2,43	-1,51	-1,18	-2,76	4,89	1,88	-0,07	-1,19	-2,50
	2000	1,73	-0,56	-1,68	-2,78	7,30	-1,80	-0,12	-1,16	-0,93

Tab. 12: Flächenumfang auf Basis der korrigierten Satellitendaten für die Hauptnutzungsformen auf französischer, deutscher und schweizerischer Seite im iPG und äPG [ha].

Teilgebiet	Jahr	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung
iPG	1980	159.547	40.127		141.210	86.729	541	7.340	29.153	25
	1990	233.080	16.304	1.047	28.873	98.010	1.092	12.261	72.698	1.306
	2000	226.703	14.042	2.558	37.314	94.259	300	13.804	74.765	927
äPG	1980	71.327	53.861		197.231	415.078	144.037	300	12.599	369
	1990	148.756	20.321	669	128.657	384.943	180.825	217	29.607	807
	2000	144.547	28.774	1.848	125.425	433.723	129.706	100	28.404	2.273

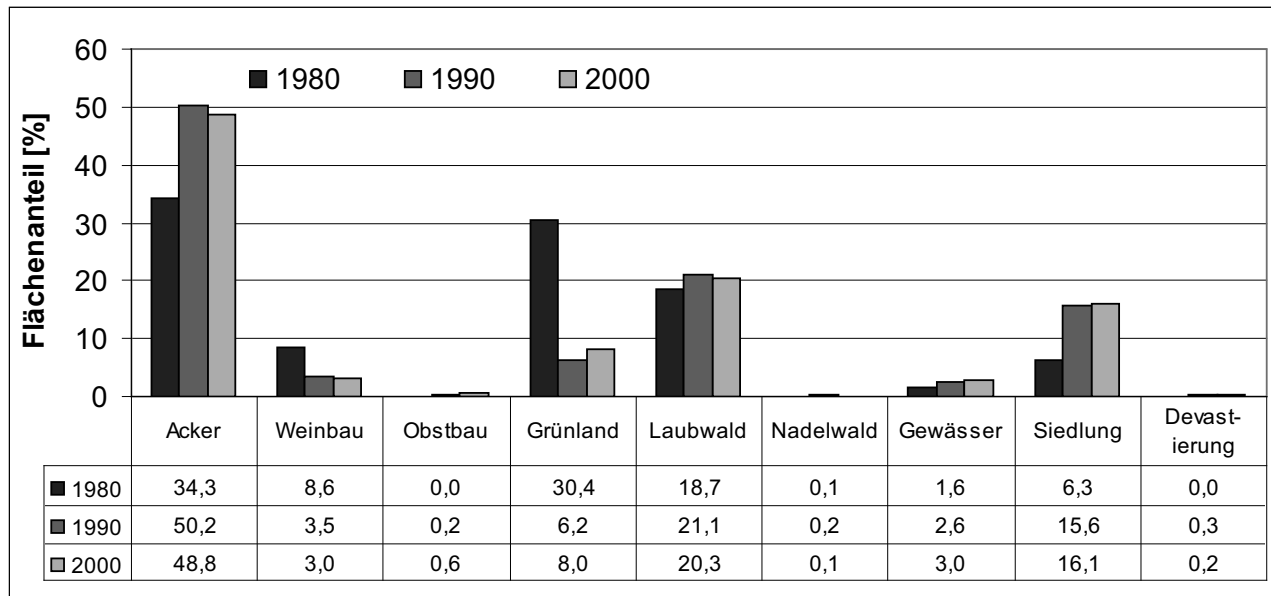


Abb. 11: Prozentuale Anteile der Hauptnutzungsformen im **inneren** Projektgebiet.

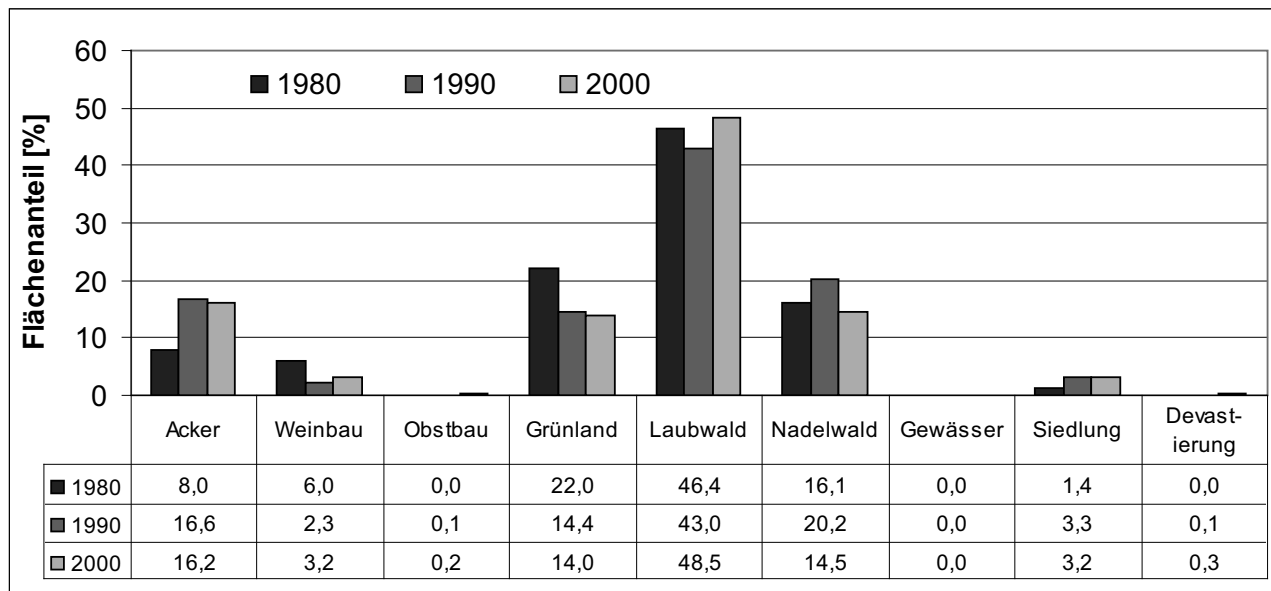


Abb. 12: Prozentuale Anteile der Hauptnutzungsformen im **äußeren** Projektgebiet.

Datenqualität im Modell STOFFBILANZ

Der Vergleich der Landnutzungsdaten auf deutscher und französischer Seite mit den agrarstatistischen Daten zeigt, dass die satellitengestützt ermittelte **Ackerfläche** für 1980 um 12 % im iPG und 34 % im äPG zu gering ist, während die Grünlandfläche im iPG deutlich höher liegt, als in der Agrarstatistik ausgewiesen (Tab. 13). Für die Modellierungsjahre 1990 und 2000 stimmt für die französische Seite die satellitengestützt ermittelte Ackerfläche bei Abweichungen zwischen 3 und 13 % insgesamt relativ gut mit der agrarstatistischen Fläche überein. Dagegen ist auf deutscher Seite die satellitengestützt ermittelte Ackerfläche um 32 % (1990) bzw. 17 % (2000) zu hoch.

Ganz ähnliche Unstimmigkeiten ergaben sich bei der N-Austragsmodellierung für die nach EU-WRRL gefährdeten Grundwasserkörper (gGWK) Baden-Württembergs, obwohl teilweise andere Datengrundlagen herangezogen wurden (LTZ 2009). Als agrarstatistische Daten wurden neben der BNHE 1979 die Daten des Gemeinsamen Antrags¹ 1995 und 2005 und statt der Landsat-Aufnahme aus dem Jahr 1991 eine Aufnahme aus dem Jahr 1993 genutzt. Anhand zweier Gebiete (gGWK Bruchsal und Zabergäu) wurden die im 250 x 250 m²-Raster aggregierten Landsat-Daten 2000 anhand von Ortho-Fotos manuell überprüft und ergaben eine Überschätzung der satellitengestützten Ackerfläche um ca. 25 % (LTZ 2008a). Verschiedene Ursachen für die Diskrepanz wurden eruiert, woraus sich folgende Ursachen für die Unterschiede zwischen agrarstatistischer und satellitengestützter Ackerfläche im Projekt MoNit ableiten lassen:

- Aufgrund des Dominanzprinzips bei der Aggregation der Landnutzungsdaten zum 500 x 500 m²- bzw. 1.000 x 1.000 m²-Raster wurde die Ackerfläche gegenüber der höher aufgelösten Satellitenbildauswertung um 9 % (1990) und um 6 % (2000) überschätzt (vgl. Kap. 4.6.1).
- Die Ackerfläche könnte bereits in den Satellitenbildauswertungen (Landsat-Aufnahme 1975: 50 x 50 m²-Raster, Landsat-Aufnahme 1991: 25 x 25 m²-Raster und Landsat-Aufnahme 2000: 30 x 30 m²-Raster) überschätzt sein, da kleinräumige und linienhafte Strukturen (z. B. Uferstreifen) miterfasst werden.
- Die Agrarstatistik (BNHE) weist Datenlücken auf, da aus Datenschutzgründen Anbauflächen von Kulturen, die von weniger als drei Betrieben in einer Gemeinde angebaut werden, nicht enthalten sind. Zudem fehlen die Angaben zu Flächen, die nicht zur landwirtschaftlichen Produktion genutzt werden (z. B. Biotop, Feldraine, Hecken, Uferstreifen, Hofflächen, Wege).

Für die Hauptnutzungsformen **Wein- und Obstbau** wurden die satellitengestützten Flächendaten auf deutscher Seite mit agrarstatistischen Daten (BNHE 1979, 1991, 1999) der Landkreise Lörrach, Breisgau-Hochschwarzwald, Emmendingen, Ortenau, Rastatt und die Stadtkreise Freiburg und Baden-Baden verglichen (STALA 2009a). Da sich die Wein- und Obstanbaufläche dieser Landkreise bevorzugt im milden Klima des Rheingraben befinden, ist davon auszugehen, dass der Vergleich zulässig ist, obwohl die Gebietsgrenzen voneinander abweichen. Es zeigt sich, dass die satellitengestützte Weinbaufläche für 2000 und 1990 etwa doppelt so groß ist, als die Agrarstatistik ausweist, für 1980 beträgt

¹ Von den Landwirten in Hinblick auf Agrarfördermaßnahmen beantragte und letztlich bewilligte Fläche.

sie sogar das Vierfache (Tab. 14). Die Obstbaufläche ist dagegen nur etwa halb so groß, wobei Streuobst in der Agrarstatistik miterfasst ist. Für das Jahr 1980 wurde Obst- und Weinbau in der Satellitenbilddauswertung nicht getrennt klassifiziert, sondern beide Nutzungen der Hauptnutzung Weinbau zugeordnet, womit die erhebliche Überschätzung der Weinbaufläche für 1980 zumindest teilweise erklärt werden kann. Trotzdem muss angenommen werden, dass die Weinbaufläche für 1980 deutlich überschätzt ist. Da aber unklar war, welche der Weinbauraster überzählig sind bzw. welche Nutzung 1980 tatsächlich vorlag, erschien es nicht möglich die Daten im zeitlichen Rahmen des Projektes MoNit zu korrigieren. Auch für die Jahre 1990 und 2000 muss angenommen werden, dass die satellitengestützten Weinbaudaten überzeichnet sind.

Tab. 13: Flächenumfang [ha] der Acker- und Grünlandfläche auf deutscher und französischer Seite gemäß Agrarstatistik (siehe Anhang T1) sowie prozentuale Abweichung der Satellitendaten (vgl. Tab. 12).

Jahr	Teilgebiet	Ackerbau			Grünland		
		Agrarstatistik [ha]	Satellitendaten [ha]	Abweichung der Satellitendaten [%]	Agrarstatistik [ha]	Satellitendaten [ha]	Abweichung der Satellitendaten [%]
1980	F innen	118.249	110.570	-6	44.414	72.610	63
	D innen	63.259	48.567	-23	22.037	68.600	211
	D/F innen	181.508	159.137	-12	66.451	141.210	113
	F außen	95.527	67.180	-30	94.672	135.097	43
	D außen	12.252	4.148	-66	74.084	62.134	-16
	D/F außen	107.779	71.328	-34	168.756	197.231	17
1990	F innen	152.614	148.779	-3	27.468	13.071	-52
	D innen	63.664	84.063	32	17.080	15.777	-8
	D/F innen	216.278	232.842	8	44.548	28.848	-35
	F außen	134.765	128.108	-5	71.676	69.090	-4
	D außen	25.883	20.550	-21	73.443	59.567	-19
	D/F außen	160.648	148.658	-7	145.119	128.657	-11
2000	F innen	165.817	148.537	-10	20.379	13.619	-33
	D innen	66.888	78.152	17	18.042	23.582	31
	D/F innen	232.705	226.689	-3	38.421	37.201	-3
	F außen	153.252	133.709	-13	62.952	55.406	-12
	D außen	20.105	10.737	-47	84.375	70.019	-17
	D/F außen	173.357	144.446	-17	147.327	125.425	-15

Tab. 14: Flächenumfang [ha] der Wein- und Obstbaufläche auf deutscher Seite gemäß Satellitendaten (iPG und äPG) im Vergleich zu den Daten der Agrarstatistik (StaLa:BNHE 1979, 1991, 1999). Summe der Anbaufläche für die Landkreise Lörrach, Breisgau-Hochschwarzwald, Emmendingen, Ortenau, Rastatt und die Stadtkreise Freiburg und Baden-Baden) sowie prozentuale Abweichung der Landsat-Daten.

Jahr	Weinbau			Obstbau		
	Agrarstatistik [ha]	Satellitendaten [ha]	Abweichung der Satellitendaten [%]	Agrarstatistik [ha]	Satellitendaten [ha]	Abweichung der Satellitendaten [%]
1980	9.997	49.716	397	3.651	0	
1990	11.262	21.284	89	5.068	1.665	-67
2000	11.142	23.278	109	7.332	4.377	-40

Die Plausibilisierung der Nutzungsdaten für die nichtlandwirtschaftlichen Nutzungsformen **Siedlung, Wald und Gewässer** erfolgt anhand der Flächennutzungserhebung (STALA 2009b). Sie zeigt zwischen 1988 und 2000 für die Stadt- und Landkreise Lörrach, Breisgau-Hochschwarzwald, Emmendingen, Ortenau, Rastatt und die Stadtkreise Freiburg und Baden-Baden, die in etwa mit dem deutschen Teilprojektgebiet identisch sind, eine Zunahme der Siedlungsfläche um 12 %, der Wasserfläche um 3,8 % und der Waldfläche um 1,3 %. Die Zunahme der Waldfläche um knapp 6.000 ha könnte auf Verwaldung zurückzuführen sein, da die Milchviehwirtschaft in den engen, steilen Täler am Schwarzwaldanstieg stark abgenommen hat. Die Zunahme der Wasserfläche um knapp 600 ha ist zumindest teilweise auf die Erweiterung und Neuanlage von Baggerseen zurückzuführen. Im Vergleich zu den agrarstatistischen Daten zeigen die satellitengestützten Landnutzungsdaten für das deutsche Teilgebiet zwischen 1990 und 2000 mit 4,6 % eine etwas geringere Zunahme der Siedlungsfläche, die Waldfläche und Gewässerfläche verringern sich dagegen um 3,4 bzw. 1,2 %.

Unschärfen statistischer Daten

Gewisse Unschärfen liegen allerdings auch bei den statistischen Daten vor. In der **Bodennutzungshaupterhebung** werden nur Betriebe berücksichtigt, deren landwirtschaftlich genutzte Fläche mindestens zwei Hektar oder für Erwerbszwecke bestimmter Anbau von mindestens 30 Ar Rebfläche oder Obstfläche oder Hopfen oder Tabak oder Baumschulen oder Gemüse im Freiland beträgt. Ferner ist der Anbauumfang einer Kultur aus Datenschutzgründen nicht enthalten, wenn diese Kultur von weniger als drei Betrieben in einer Gemeinde angebaut wird. Da in Südbaden diese Sonderkulturen relativ bedeutend sind, ist eine gewisse Unterschätzung der agrarstatistischen Daten zu vermuten.

Auch die zur Plausibilisierung der Flächenänderung der nicht landwirtschaftlichen Nutzungen Siedlung, Wald und Gewässer herangezogene **Flächenerhebung** „Fläche nach Art der tatsächlichen Nutzung“ ist mit Unschärfen behaftet. Das Statistische Landesamt (STALA 2009b) weist darauf hin, dass „im Zusammenhang mit der im Land zwischen 1985 und 2001 erfolgten Einführung des Automatisierten Liegenschaftsbuches (ALB) verfahrenstechnische Verbesserungen bei der Datenerfassung, Berichtigungen, geänderte Flächenzuordnungen sowie die Erfassung von Nutzungsarten Vorort und Neuvermessungen durchgeführt wurden. Damit ergeben sich im Zeitvergleich rechnerische Unterschiede, die häufig nicht den tatsächlichen Nutzungsänderungen im Zeitraum 1985 bis 2001 entsprechen. Eine Gegenüberstellung insbesondere der Regionaldaten mit den Ergebnissen vorangegangener Flächenerhebungen ist nur mit Einschränkung möglich.“

4.6.2 Bodeneigenschaften

Da die gewählten Bilanzierungsansätze für die verschiedenen Hauptnutzungsformen Bodeneigenschaften berücksichtigen (Kap. 4.3), wurden Bodendaten grenzüberschreitend aufbereitet, mit dem Ziel flächendeckende und einheitliche Bodeninformationen zum Bodentyp und zu den Bodenarten als Grundlage für die Modellierung zu schaffen.

Die **Bodentypen** finden Berücksichtigung bei der Abschätzung der Denitrifikation (alle Hauptnutzungsformen mit Ausnahme von Grünland) und bei der Ableitung der Verwitterungsklasse unter Wald. Die Bodenarten wurden anhand der Klassenzeichen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994) zu den im Modell STOFFBILANZ implementierten **Bodenartengruppen** aggregiert (Tab. 16) und dienen zur

- Ableitung der Verwitterungsklasse unter Wald,
- Differenzierung der Denitrifikation im Oberboden (alle Nutzungsformen außer Grünland, Weinbau, Gewässer),
- Differenzierung der Düngemengen und Erträge für die Hauptnutzung Acker und zur
- Differenzierung der Nachlieferung aus dem Boden für die Hauptnutzung Acker.

Die Bodentypen und Bodenartengruppen wurden für das äußere Projektgebiet auf französischer Seite anhand von Bodenkarten im Maßstab 1 : 1 Mio abgeleitet; im inneren und Teilen des äußeren Projektgebiets wurde auf die 1 : 100.000 aufgelöste UC 100 zurückgegriffen. Auf allen übrigen Flächen kam die Bodenübersichtskarte (BÜK) 200 zum Einsatz (Anhang T1). Die Bodendaten wurden im inneren Projektgebiet unter Berücksichti-

gung des Dominanzprinzips auf das 500 x 500 m²-Raster, im äußeren auf das 1.000 x 1.000 m²-Raster aggregiert (Anhang K6 und K7).

Die wichtigsten **Bodentypen** im inneren Projektgebiet sind Pararendzinen (27 %), die vorwiegend linksrheinisch verbreitet sind, gefolgt von Auenböden (16 %) und Gleyböden (15 %), Braunerde (10 %) und Parabraunerde (9 %) (Abb. 13). Dagegen wird im äußeren Projektgebiet das Bild von den Braunerden (53 %), Podsolen (15 %) und Rendzinen (8 %) bestimmt. Hinsichtlich der **Bodenartengruppen** überwiegen Lehmsande im äußeren und Normallehme im inneren Projektgebiet (Abb. 14).

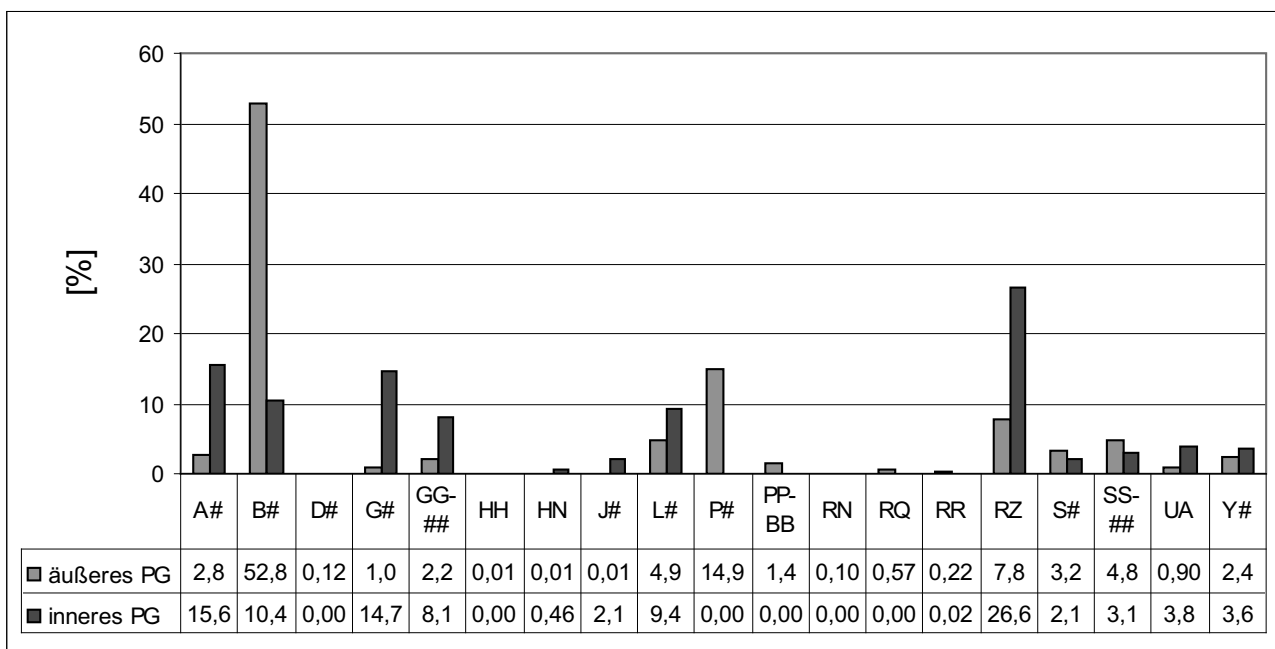


Abb. 13: Prozentuale Anteile der Bodentypen im inneren und äußeren Projektgebiet. Zeichenerklärung siehe Tab. 15.

Tab. 15: Zeichenerklärung zu den Bodentypen im Modell STOFFBILANZ nach AG BODEN (1994).

A#	Auenböden	PP-BB	Podsol-Braunerde
B#	Braunerde	RR	Rendzina
G#	Gley	RZ	Pararendzina
GG-##	Subtyp mit Gley-Beteiligung (z.B. GG-BB)	RN	Ranker
HN	Niedermoor	RQ	Regosol
HH	Hochmoor	S#	Pseudogley
J#	subhydrische Böden	SS-##	Subtyp mit Pseudogley-Beteiligung (z.B. SS-BB)
L#	Parabraunerde, Fahlerde	UA	künstliche Substrate
P#	Podsol	Y#	Terrestrische anthropogene Böden

Im inneren Projektgebiet findet sich die Hauptnutzung Ackerbau überwiegend auf sandigen Lehmböden II (47 %), Is (11 %), sl (10 %) und ut (9 %). Obstbau ist tendenziell auf etwas schwereren Böden mit II (48 %) und lu (38 %) lokalisiert. Ähnliches gilt für das Grünland mit II (54 %) und lu (14 %). Dagegen wird Weinbau weitgehend auf schluffigen Böden su (66 %) und II (20 %) betrieben. Laubwald dominiert auf Lehmböden II (41 %), Is

4.6.3 Denitrifikation

Parametrisierung der Denitrifikation in der Bodenzone

Da zahlreiche Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen die Denitrifikation in der Bodenzone beeinflussen und die Einflussgrößen auch wechselseitig interagieren, ist die mathematische Beschreibung und Quantifizierung schwierig. Nach HACK (1999) werden verschiedene Ansätze gewählt; (i) empirische Modelle beschreiben die Denitrifikation auf der Basis multipler Regressionsbeziehungen zwischen N_2O -Emissionen und Bodeneigenschaften, (ii) mechanistische bzw. prozessorientierte Modelle beschreiben die Denitrifikationsaktivität anhand bekannter physikalischer, chemischer und biologischer Gesetze, (iii) kombinierte mechanistisch-empirische Modelle verbinden gesetzmäßige und empirische Faktoren und (iv) stochastische Modelle beschreiben eine Funktion der Wahrscheinlichkeitsdichte für die Denitrifikationsrate.

Häufig werden kombinierte mechanistisch-empirische Ansätze gewählt, bei der die Denitrifikation in Abhängigkeit vom N-Angebot über eine Sättigungskinetik (Michaelis-Menten-Gleichung) und in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften beschrieben wird (GRANLI & BÖCKMANN 1994, KÖHNE & WENDLAND 1992). Die Michaelis-Menten-Gleichung hat sich bewährt, einerseits da die Abbaurate gegen Null geht, wenn das Nitrat weitgehend aufgezehrt ist und andererseits da bei hohen Nitratgehalten die Abbaurate auf einen Maximalwert begrenzt wird.

Nach RÖDELSPERGER ET AL. (2004) berücksichtigen andere Autoren zusätzlich den Einfluß der Temperatur, des Bodenwasserhaushalts (SCHNEIDER 1991, SÖNDGERATH 1993) sowie des pH-Wertes (HERMSMEYER & VAN DER PLOEG 1996) bei der Beschreibung der Denitrifikation. Einige dieser Gleichungen wurden in prozessorientierte Modelle (z. B. HERMES, MINERVA) implementiert. SCHMIDT (1998) ermittelte mit Hilfe der Grenzwertanalyse aus Felddaten lößbürtiger Böden Süddeutschlands den Zusammenhang zwischen N_2O -Entwicklung und bodenchemischen und –physikalischen Parametern. Die düngelinduzierte N_2O -Emission ließ sich unter Berücksichtigung von Bodentemperatur und –feuchte gut abbilden. Wurde aber statt der Düngemenge die Nitratmenge im Boden herangezogen, so war die Übereinstimmung mit den Messwerten nicht zufriedenstellend. Allerdings fanden andere Autoren (KAISER & RUSER 2000, GUTSER ET AL. 2000) einen besseren Zusammenhang zwischen der Denitrifikation und der Höhe der N-Salden als mit der Düngemenge.

Berücksichtigung der Denitrifikation im Modell STOFFBILANZ

Bei der Modellierung des Oberrheingrabens blieb die Denitrifikation in der ungesättigten Zone unberücksichtigt, insbesondere da aufgrund der guten Durchlüftung des Schotterkörpers nur mit geringen Denitrifikationsprozessen zu rechnen ist (LUBW 2006c). Die Denitrifikation im Grundwasserleiter wurde mit dem Stofftransportmodell MT3DMS (ZENG & WANG 1999) abgebildet, im Modell STOFFBILANZ war somit nur die Denitrifikation in der Bodenzone zu berücksichtigen.

Auch im Modell STOFFBILANZ wird für die Berechnung der Denitrifikation der N-Saldo als Maß für das N-Angebot herangezogen. Die Denitrifikation in der Bodenzone für **Acker, Weinbau, Obstbau, Siedlung und Devastierung** wird nach einer Methode von Köhne & WENDLAND (1992) anhand einer Sättigungskinetik (Michaelis-Menten-Kinetik) beschrieben. Die Denitrifikation berechnet sich demnach in Abhängigkeit vom Nitratstickstoffgehalt c (in mg N/kg Boden bis 0,5 m Tiefe) bzw. aus dem berechneten N-Saldo (in kg N/ha * 1/7,5) (GL 17). Dies bedeutet mit steigendem N-Saldo ein asymptotisches Annähern der Denitrifikation an die bodentypspezifische maximale Denitrifikation (D_{max}). In Abhängigkeit vom Bodentyp werden die Denitrifikationsbedingungen als günstig, mittelmäßig oder ungünstig klassifiziert und die Denitrifikationsrate über die maximale Denitrifikation (D_{max}) sowie die Konstante K beschrieben (Tab. 18).

$$\text{Denitrifikationsrate} = D_{max} * \frac{c}{c + K} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 17}$$

hierbei:

$$c = \frac{N - \text{Saldo}}{7,5}$$

$N\text{-Saldo} = \text{Zwischenbilanz} + \text{Nachlieferung aus dem Boden} + \text{Natm}$

$7,5 = \text{Umrechnungsfaktor für Trockenrohdichte von } 1,5 \text{ g/m}^3 \text{ und Bodentiefe von } 0,5 \text{ m}$

$D_{max} = \text{maximale bodentypspezifische Denitrifikationsrate}$

$K = \text{Michaelis-Konstante (N-Saldo bei } D_{max}/2)$

Tab. 18: Denitrifikationskonstanten (D_{max} , K) in Abhängigkeit vom Bodentyp für die Nutzungsarten Acker, Weinbau, Obstbau, Siedlung und Devastierung.

Denitrifikationsbedingungen	D_{max} [kg N/ha/a]	K [mg N/kg]	Bodentyp nach AG BODEN (1994)
günstig	50	6,7	Pseudogley (S#), Gley (G#), Niedermoor (HN), Hochmoor (HH)
mittelmäßig	30	4,0	Rendzina (RR), Pararendzina (RZ), Parabraunerde (L#), Pseudogley-Subtyp (SS-##), Gley-Subtyp (G-##), Aueböden (A#)
ungünstig	10	2,5	Subhydrischer Boden (F#), Ranker (RN), Regosol (RQ), Podsol (P#), Braunerde (B#), Podsol-Braunerde (PP-BB), künstl. Substrate (UA), Terrestr. Anthropog. Böden (Y#)

Für die Bodentypen Parabraunerde (L#) und Braunerde (B#) wurde der Ansatz hinsichtlich der Denitrifikationsbedingungen im Oberboden weiter differenziert, um Unterschieden zwischen basenarmen und basenreichen Braunerden gerecht zu werden (KÖHNE & WENDELAND 1992):

- Parabraunerden (L#) mit den Bodenartengruppen „ss“ und „ls“ werden abweichend zur Tabelle als „ungünstig“ eingestuft, da sie als basenarm gelten.
- Braunerden (B#) mit den Bodenartengruppen „tl“, „lt“ und „ut“ werden abweichend zur Tabelle als „mittelmäßig“ eingestuft, da sie als basenreich gelten.

Ferner wurden die Denitrifikationsbedingungen auf Böden mit Skelettgehalten > 30 % von „günstig“ auf „mittelmäßig“ bzw. von „mittelmäßig“ auf „ungünstig“ verändert. Im Siedlungsbereich und im Weinbau wurde unabhängig von Bodentyp und Bodenart grundsätzlich von „ungünstigen“ Denitrifikationsbedingungen ausgegangen, da bei diesen Nutzungen in der Regel eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit und höhere Grundwasserflurabstände vorliegen, so dass höhere Denitrifikationsraten nicht zu erwarten sind. Allerdings gibt es auch die Ansicht, dass es in Siedlungsbereichen oft starke Verdichtungen und durch Erdbewegungen begrabene organische Substanz gibt, die auf eine deutlich höhere Denitrifikationsrate hindeuten. Auch beim Weinbau gibt es Bodenverdichtung im Bereich der Fahrspuren und insbesondere im Kaiserstuhl auch vergrabene organische Substanz aufgrund der umfangreichen Rebflurumlegungen in den 1970er und 80er Jahren. Deshalb sind die ermittelten Denitrifikationsraten für Siedlung und Weinbau möglicherweise etwas unterschätzt (Tab. 19).

Für die Nutzungen **Laubwald** und **Nadelwald** wird die Denitrifikationsrate unter Verwendung des Critical-Load-Konzeptes (verändert nach KAISER 2002, NAGEL & GREGOR 1999, UBA 1996) nach GL 18 berechnet. Der Denitrifikationsfaktor f_{de} liegt bei 0,1 für leichte

Böden (Bodenartengruppen ss, ls, us, su, sl, lu) bei 0,2 für mittelschwere Böden (ll, tu) und bei 0,3 für schwere Böden (tl, ut, lt). Für Moorböden (nH, hH) wird ein Faktor von 0,8 angesetzt.

$$\text{Denitrifikation} = f_{de} * (\text{Natm} - \text{Nettoaufnahme} - \text{Immobilisierung}) \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 18}$$

Ergebnisse und Plausibilität

Für das Projektgebiet ergibt sich ein räumlich stark differenziertes Muster der Denitrifikation in der Bodenzone (Anhang K8). Die mittlere Denitrifikation variiert zwischen 1 kg N/ha unter Nadelwald und 23 kg N/ha unter Acker und steigt in folgender Reihenfolge an Nadelwald < Laubwald < Siedlung < Weinbau < Devastierung << Obstbau << Acker (Tab. 19). Für Grünland wird keine Denitrifikation berechnet, da diese im Bilanzierungsansatz nicht explizit berücksichtigt wird (Kap. 4.4).

Tab. 19: Mittlere nutzungsbezogene Denitrifikation (berechnet) in der Bodenzone für 2000, 1990 und 1980.

2000		Acker	Weinbau*	Obstbau	Laubwald	Nadelwald	Siedlung	Devastierung
Inneres Projektgebiet	F	18	6	12	2	1	4	8
	D	20	7	13	3	1	4	6
	CH	8	7	---	1	---	5	---
Äußeres Projektgebiet	F	20	6	6	1	1	4	4
	D	20	7	12	1	3	4	4
	CH	---	---	---	1	---	4	---
1990								
Inneres Projektgebiet	F	20	6	13	3	1	5	6
	D	23	7	12	4	2	5	9
	CH	16	---	---	2	---	5	---
Äußeres Projektgebiet	F	21	6	6	1	1	4	4
	D	20	7	14	1	2	5	4
	CH	8	---	---	2	---	4	---
1980								
Inneres Projektgebiet	F	20	7	---	5	2	5	5
	D	22	7	---	8	2	5	---
	CH	10	7	---	3	---	6	---
Äußeres Projektgebiet	F	23	7	---	2	2	5	5
	D	22	7	---	2	3	5	---
	CH	---	7	---	3	---	---	---

* vgl. Daten Weinbaubilanz Tab. 35

Für Forst-Ökosysteme werden im Vergleich zu denen landwirtschaftlicher Nutzungen eher geringe Denitrifikationsverluste genannt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, 312, UBA 2009). Für die landwirtschaftliche Fläche setzt ISERMANN (1995) durchschnittliche Denitrifikationsverluste von 40 kg N/ha an. HACK (1999) ermittelte auf Maisstandorten im Elsass

Denitrifikationsverluste zwischen 18 kg N/ha (schluffreicher Lehmboden) und 50 kg N/ha (toniger Lehmboden). Die für die Ackerfläche auf deutscher und französischer Seite berechneten Denitrifikationsverluste liegen mit 18 – 23 kg N/ha etwas niedriger, allerdings in einer plausiblen Größenordnung. Der Wert von 8 kg N/ha für die Schweizer Seite ergibt sich aufgrund der geringen Ackerfläche, deren Bodeneigenschaften ungünstige Denitrifikationsbedingungen aufweisen.

4.6.4 Sickerwassermenge

Grundlagen

Die Sickerwassermenge hat einen großen Einfluss auf die berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser. Für die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser wurde die mittlere Sickerwassermenge der Jahre 1985 – 2002 herangezogen (Anhang K9). Die Berechnung erfolgte mit dem Grundwasserneubildungsmodell Baden-Württemberg (GWN_BW), ein deterministisches räumlich differenziertes Modell zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration, zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und zur Bestimmung der unterhalb der durchwurzelten Bodenzone gebildeten Sickerwassermenge (ARMBRUSTER 2002, LUBW 2006c). Die Teilmodule (Strahlungshaushalt, Interzeption, Transpiration, Bodenwasserhaushalt) basieren überwiegend auf physikalisch basierten und konzeptionellen Ansätzen. Datengrundlagen sind räumlich differenzierte Relief-, Landnutzungs- und Bodendaten sowie räumlich interpolierte meteorologische Daten. Die Berechnung erfolgt auf Basis von Tagesschritten, für die räumliche Diskretisierung wurde ein 500 x 500 m²-Raster gewählt. Das Modell wurde von ARMBRUSTER (2002) anhand von Lysimeterstandorten in Baden-Württemberg validiert, wovon aber nur sechs im Projektgebiet lagen. Im Rahmen des Projektes MoNit wurden zusätzliche Validierungen durchgeführt, insbesondere aufgrund teilweise abweichender Eingangsdaten (v. a. Bodeninformationen, Niederschlagsdaten). Als Ergebnis der Validierung musste festgehalten werden, dass die mit GWN_BW simulierten Sickerwassermengen etwa 15 % zu hoch liegen und die berechneten Nitratkonzentrationen somit etwas unterschätzt sind (LUBW 2006c).

Ergebnisse und Plausibilität

Im äußeren Projektgebiet, den Höhenlagen von Vogesen und Schwarzwald liegen die berechneten Sickerwassermengen im Mittel um das 2,5- bis 3,3fache höher als im inneren Projektgebiet (Tab. 20). Für das innere Projektgebiet ist der Wert für die französische Seite (213 mm) um mehr als 50 mm niedriger als auf deutscher Seite (265 mm). Hauptursache ist die inhomogene Niederschlagsverteilung aufgrund der bei vorherrschend nord-

westlicher Windrichtung auftretenden Lee-Effekte am Ostabfall der Vogesen und Steigungsregen am Westanstieg des Schwarzwaldes. Im Vergleich der Nutzungsformen ergeben sich für das innere Projektgebiet unter Siedlungsflächen, aufgrund des hohen Versiegelungsgrades (Ballungsräume 60 %, sonstige Siedlung 30 %) und unter Weinbau aufgrund der Klima- und Bodeneigenschaften die geringsten Sickerwassermengen. Grünland und Devastierung zeigen die höchsten Sickerwassermengen, alle anderen Nutzungen liegen dazwischen, wobei Ackerbau und Obstbau noch etwas höhere Werte zeigen als Wald, was aufgrund seiner höheren Verdunstungsrate plausibel erscheint. Im äußeren Projektgebiet sind die Verhältnisse aufgrund höherer Niederschläge umgekehrt, Wald und Obstbau zeigen zusammen mit Grünland mit Abstand die höchsten Sickerwassermengen. Insgesamt ist eine Plausibilisierung der berechneten Sickerwassermenge schwierig, da das Projektgebiet sehr groß ist und aufgrund der inhomogenen Niederschlagsverteilung, der starken Reliefunterschiede mit entsprechend unterschiedlichem Anteil an Oberflächenabfluss sowie die verschiedenen Hauptnutzungsformen mit unterschiedlicher Evapotranspiration zu sehr variablen Sickerwassermengen führen. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte scheinen die berechneten Sickerwassermengen allerdings insgesamt plausibel zu sein.

Tab. 20: Mittlere Sickerwassermenge (1985 – 2002) [mm] für die Bilanzteilgebiete (BTG) sowie nutzungsbezogen differenziert gemäß Landnutzungsdaten für das Jahr 2000. Datengrundlage: Grundwasserneubildungsmodell Baden-Württemberg (GWN_BW).

2000		BTG	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Siedlung	Devastierung
Inneres Projektgebiet	F	213	231	174	129	250	217	220	159	302
	D	265	290	191	428	351	232	225	212	305
	CH	173	346	203	---	394	282	---	159	---
Äußeres Projektgebiet	F	516	315	221	876	526	643	709	257	266
	D	891	357	382	448	881	835	1144	447	809
	CH	372	---	---	---	---	428	---	342	---

4.6.5 Atmosphärische N-Deposition

Grundlagen

Für den N-Eintrag aus der Atmosphäre wurden die mittleren jährlichen Depositionen für oxidierte und reduzierte Stickstoffverbindungen der Jahre 1980, 1990 und 2000 aus dem europäischen Gemeinschaftsprogramm EMEP (EMEP = Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) herangezogen. Damit war eine einheitliche Datengrundlage für die französischen, deutschen und schweizerischen Projektteilgebiete gegeben. Die mit dem Unified EMEP Model berechneten N-Depositionsdaten basieren auf den offiziellen, jährlichen Emissionsdaten

der EU-Mitgliedsländer (EMEP 2003a). Die Validierung erfolgte anhand von Daten aus dem EMEP-Depositionsmessnetz (EMEP 2003b). Die Modellergebnisse zeigen eine insgesamt gute Korrelation zu den Messwerten der Jahre 1990 bis 2000 ($r^2 = 0,7$ bis $0,9$). Die relative Abweichung an den einzelnen Messstellen liegt deutlich unter 30 %. Da allerdings erst seit 1990 eine ausreichende Zahl an Depositionsmessstellen europaweit zur Verfügung steht, liegt für den Zeitpunkt 1980 eine entsprechende Bewertung der Datenqualität nicht vor.

Da die räumliche Auflösung der Daten ($50 \times 50 \text{ km}^2$ -Raster) sehr grob ist, wurde die rasterbezogene mittlere EMEP-Deposition innerhalb des Projektgebietes dabei unter Wahrung der nachfolgend dargestellten Verhältnisse (nach NAGEL & GREGOR 1999) in eine nutzungsbezogen differenzierte flächengewichtete N-Deposition disaggregiert:

Verhältnis	Für das Jahr 2000	Für die Jahre 1980 und 1990
Wald / Gewässer	1,94	2,02
Wald / Siedlung (Ballungsraum)	1,40	1,40
Wald / Sonstige Nutzungen	1,51	1,47

Für die Ballungsräume Basel, Colmar, Freiburg, Mulhouse und Strasbourg wurde aufgrund hoher Verkehrsdichte von einer etwas erhöhten Deposition ausgegangen (Verhältnis 1,4), für die restliche Siedlungsfläche wurde wie bei den Sonstigen Nutzungen das Verhältnis von 1,5 angesetzt. Detailliertere Datengrundlagen zur Ableitung differenzierter Depositionsraten für den Siedlungsbereich lagen nicht vor.

Ergebnisse und Plausibilität

Im Ergebnis der Disaggregation ergeben sich für Waldflächen deutlich höhere, für Siedlungsflächen etwas höhere und für Gewässerflächen deutlich niedrigere Werte gegenüber den sonstigen Hauptnutzungsformen, die den relativen Verhältnissen in Deutschland im Mittel entsprechen (Tab. 21).

Durch die nutzungsbezogene Disaggregation wird das Muster der atmosphärischen N-Deposition im Projektgebiet realitätsnäher abgebildet (Anhang K 10). Entsprechend der nordwestlichen Hauptwindrichtung ergeben sich am Schwarzwaldanstieg (D_außen) aufgrund von Steigungsniederschlägen die höchsten atmosphärischen N-Einträge, während die im Lee der Vogesen gelegene Rheinebene (F_innen, D_innen) eine geringere, und von West nach Ost leicht ansteigende Depositionsrate zeigt (Abb. 15).

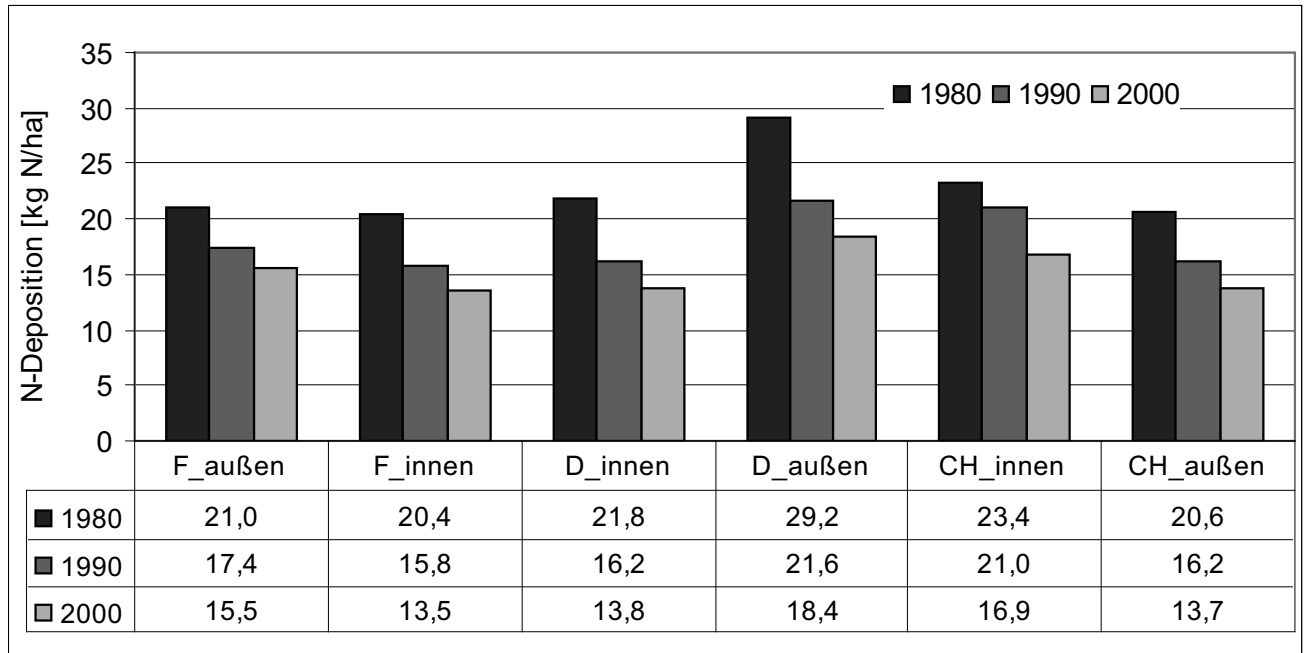


Abb. 15: Mittlere atmosphärische N-Deposition 2000, 1990 und 1980 für die Bilanzteilgebiete. Datengrundlage: EMEP, nutzungsbezogen disaggregiert.

Tab. 21: Mittlere atmosphärische N-Deposition [kg N/ha] für die Jahre 2000, 1990 und 1980. Datengrundlage: EMEP, nutzungsbezogen disaggregiert.

2000		Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland*	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung
Inneres Projektgebiet	F	11,9	11,9	11,8	11,9	18,0	17,8	9,6	14,5	11,8
	D	12,4	12,0	13,0	12,7	18,7	18,7	---	13,7	12,8
	CH	11,9	11,9	---	11,9	17,9	---	9,2	17,7	---
Äußeres Projektgebiet	F	12,2	12,2	12,2	12,2	18,4	18,3	9,5	12,7	12,1
	D	12,5	12,7	13,2	13,6	20,1	21,2	9,9	14,2	13,2
	CH	---	---	---	---	18,4	---	---	12,2	---
1990										
Inneres Projektgebiet	F	13,9	13,8	13,2	13,7	20,6	19,7	10,4	17,5	14,0
	D	14,6	14,5	15,1	14,9	21,5	22,2	10,6	16,4	14,9
	CH	14,1	---	---	14,1	20,7	---	10,3	22,4	---
Äußeres Projektgebiet	F	14,0	14,1	14,5	13,9	20,5	20,3	10,3	14,7	13,7
	D	14,9	15,3	15,8	16,0	23,0	24,6	---	17,1	15,1
	CH	14,5	---	---	---	21,4	---	---	14,5	---
1980										
Inneres Projektgebiet	F	18,5	18,7	---	18,3	27,5	24,4	14,1	23,1	18,2
	D	20,0	20,0	---	20,3	29,5	30,2	14,0	22,0	---
	CH	18,2	18,2	---	---	26,8	---	13,3	24,8	---
Äußeres Projektgebiet	F	17,2	17,8	---	16,8	24,8	24,2	12,6	17,8	16,1
	D	18,5	20,4	---	21,7	31,3	33,5	15,2	22,0	---
	CH	---	18,4	---	---	27,1	---	---	---	---

*wurden im Bilanzierungsansatz für Grünland nicht berücksichtigt

Im zeitlichen Verlauf hat sich die atmosphärische N-Deposition deutlich verringert. Im äußeren Projektgebiet auf deutscher Seite (D_außen) ist der Rückgang mit 10 kg N/ha am stärksten, im äußeren Projektgebiet auf französischer Seite (F_außen) mit 5 kg N/ha am schwächsten.

Der Vergleich mit den regionalen Depositionsdaten der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) Baden-Württemberg zeigt, dass der gewählte Ansatz zur nutzungsbezogenen Disaggregation zielführend ist (HUG ET AL. 2004). Da die unterschiedliche Niederschlagsmenge zu deutlichen jährlichen Schwankungen der N-Deposition führen kann, soll der Vergleich anhand mehrjähriger Mittelwerte durchgeführt werden. Die jährlichen N-Depositionen (Mittelwerte 1998–2002) im Fichtenbestand sind 1,7- bis 2,9fach so hoch wie auf der nahegelegenen Referenzfläche im Freiland (Fichtenbestand/Freiland in kg N/ha: Blauen 40,7/16,3; Schauinsland 40,3/17,0; Conventwald 30,5/10,4; Gengenbach 32,6/17,6; Rotenfels 41,6/16,1; Hartheim (2001–2005) 24,3/8,3 und Rheinau (1996-1999) 19,8/11,6. Darin sind die nach ULRICH (1991) abgeschätzten N-Aufnahmemengen im Kronendach berücksichtigt, die bei den Messstellen Blauen und Schauinsland mit bis zu 8,6 kg N/ha beachtlich sind. In der Fachwelt ist der Zuschlag nach ULRICH (1991) allerdings umstritten, so dass die angegebenen **Verhältniszahlen** als Maximalwerte anzusehen sind. Die im Modell STOFFBILANZ nach nutzungsbezogener Disaggregation berücksichtigten N-Depositionen liegen im äußeren Projektgebiet auf deutscher Seite (Schwarzwald) für das Jahr 2000 bei 21,2 kg N/ha für Nadelwald und 12,5 kg N/ha für Acker und somit bei einem Verhältnis von 1,7 (Tab. 21). Dieser Wert liegt am unteren Ende der an den Messstationen vorgefundenen Verhältnisse von 1,7 bis 2,9.

Die **absolute Höhe** der gemessenen mittleren jährlichen N-Deposition liegt sowohl im Fichtenbestand als auch auf der Referenzfläche etwas höher als für das äußere Projektgebiet (D) und die Nutzungsformen Nadelwald (21,2 kg N/ha) und Ackerland (12,5 kg N/ha) disaggregierten EMEP-Daten. Für das innere Projektgebiet (D) liegen die Werte für Nadelwald (22,5 kg N/ha) und Acker (14,6 kg N/ha) allerdings ähnlich hoch, wie an den im inneren Projektgebiet gelegenen Messstationen Hartheim und Rheinau.

Für die **Trendentwicklung** ab Mitte der 80er Jahre können lediglich die anorganischen Stickstoffeinträge (NH_4 , NO_3) herangezogen werden, da für organische N-Verbindungen erst seit 1996 Untersuchungsdaten vorliegen. Letzterer ist gegenüber dem anorganischen Anteil wesentlich kleiner, so dass die Abschätzung der Trendentwicklung auf Basis der anorganischen Verbindungen zulässig ist. Die Entwicklung von Mitte der 1980er bzw. Anfang der 1990er Jahre bis zum Jahr 2000 ist für die genannten Messstationen nicht

einheitlich. Während die Messstationen Schauinsland, Conventwald und Gengenbach insbesondere für die Referenzstationen im Freiland einen fallenden Trend anzeigen, sind die Werte an der Station Blauen (Daten erst ab 1995) sowie Schauinsland (im Fichtenbestand) gestiegen oder blieben auf ähnlichem Niveau (Station Rotenfels).

Insgesamt hat die nutzungsbezogene Disaggregation der EMEP-Daten das **räumliche Muster** des atmosphärischen N-Eintrags deutlich verbessert, auch wenn die starke Filtrierleistung von Nadelbäumen am westlichen Schwarzwaldanstieg etwas unterschätzt wurde. In der Rheinebene konnten die Verhältnisse und auch die Höhe des atmosphärischen N-Eintrags sehr gut abgebildet werden. Der rückläufige Trend der EMEP-Daten von 1980 bis 2000 konnte anhand der Messwerte nicht eindeutig nachvollzogen werden, was teilweise auf Datenlücken, teilweise aber wiederum auf die Besonderheit der hohen Filtrationsleistung am Schwarzwaldrand zurückzuführen ist.

4.6.6 Bewirtschaftungsdaten Ackerbau

4.6.6.1 Kulturartenverteilung

Für die Hauptnutzungsform Acker wurde die kulturartenspezifische Anbaustatistik auf Gemeinde- bzw. Cantonebene genutzt (Anhang T1). Auf deutscher Seite wurden gemeindebezogene Daten aus den Bodennutzungshaupterhebungen 1979, 1991 und 1999 des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg herangezogen, auf schweizerischer Seite wurden von der Uni Basel für das Jahr 2000 kantonsbezogene Daten bereitgestellt und die entsprechenden Kulturartenverhältnisse näherungsweise auch für die Jahre 1990 und 1980 angenommen. Auf französischer Seite wurden die auf Cantonebene vorliegenden Daten des SCEES herangezogen, lediglich für Sonderkulturen musste für 1980 und 1990 auf Departementebene vorliegende Daten zurückgegriffen werden.

Auf deutscher Seite wurde für Gemüse eine gesonderte Auswertung durch das Statistische Landesamt vorgenommen. Eine weitere Differenzierung dieser Kulturgruppe Gemüse in Erdbeeren, Spargel und sonstiges Gemüse wurde für das Jahr 1999 anhand der durch das Statistische Landesamt im Jahr 2000 durchgeführten Gemüseanbauerhebung (STALA 2000) abgeleitet. Auf französischer Seite zeigen die Daten der Agrarstatistik SCEES für die Kulturgruppe Gemüse lediglich für 2000 einen geringeren Flächenanteil. Der französische Anbauumfang für die Kultur Spargel blieb bei der Eingabe der Modelleingangsdaten versehentlich unberücksichtigt. Da der Flächenanteil an der gesamten Ackerfläche des jeweiligen Cantons aber sehr gering ist, ergibt sich nur ein geringfügiger Fehler im N-Austrag.

Tab. 22: Zuordnung der Kulturarten der BNHE bzw. SCEES zu den Kulturartengruppen in STOFFBILANZ. Bei mehreren Kulturen einer Kulturartengruppe ist/sind die dominierende(n) Kulturart(en) **fett** hervorgehoben.

Kulturartengruppe in STOFFBILANZ	Kulturarten
Winterweizen (WW)	Winterweizen , Triticale
Wintergerste (WG)	Wintergerste
Winterroggen (WR)	Winterroggen
Sommergetreide (SG)	Sommergerste, Hafer , Sommerweizen, Hartweizen, Sommerroggen, Sommermenggetreide, Dinkel ¹⁾
Silomais (SM)	Silomais , Corn-Cob-Mix ²⁾
Körnermais (KM)	Körnermais
Raps (R)	Raps , Rübsen
Sonstige Ölf Früchte (sÖL)	Öllein, Körnersenf, Soja (F), Sonnenblumen (D)
Kartoffel (K)	Kartoffeln
Sonstige Hackfrüchte (ZR)	Zuckerrübe , Futterhackfrüchte
Sonnenblumen (SB)	Sonnenblumen (F)
Körnerleguminosen (KL)	Ackerbohne, Erbse , Lupine (Süßlupine)
Futterleguminosen (FL)	Klee, Klee gras, Luzerne
Intensivkulturen (GEM)	Intensivgemüse
Tabak – hell (Th)	Virgin-Tabak
Tabak – dunkel (Td)	dunkle luftgetrocknete Tabake + Burley-Tabak
Erdbeeren (EB)	Erdbeere (D)
Spargel (SP)	Spargel (D)
Intensivgrünland (IG)	Wiesen, Mähweide, Dauerweide, Sonstige Grünlandfläche, Wechselgrünland
Extensivgrünland (EG)	Streuwiese, Hutung, Streuobstwiese
Stilllegung (BRA)	Stilllegungen

¹⁾ Dinkel wurde fälschlicherweise dem Sommergetreide zugeordnet, da die Anbaufläche äußerst gering ist, kann der Fehler vernachlässigt werden.

²⁾ Corn-Cob-Mix hätte aufgrund der relativ geringen N-Abfuhr besser dem Körnermais zugeordnet werden sollen.

Die Kulturarten der Agrarstatistik wurden zur Berechnung des kulturspezifischen N-Überschusses im Modell STOFFBILANZ zu Kulturartengruppen zusammengefasst (Tab. 22). Besteht die Kulturartengruppe aus mehreren Kulturarten so wurden i. d. R. die Bewirtschaftungsdaten (z. B. Düngemengen, Erträge) der dominierenden Kultur für die Bilanzierung herangezogen. Auf deutscher Seite wurden die Bewirtschaftungsdaten bei W-Weizen gemäß der unterschiedlichen Sortenzusammensetzung (12 % und 14 % Rohproteingehalt) und bei Sommergetreide gemäß dem Anteil an S-Gerste und Hafer angesetzt. Bei Körnerleguminosen wurde das Verhältnis von Ackerbohnen zu Körnererbsen berücksichtigt. Bei Kartoffeln wurde angenommen, dass es sich um Frühkartoffeln handelt. Sonnenblumen sind in der deutschen Agrarstatistik (BNHE) nicht eigens ausgewiesen, vermutlich sind diese in der Kulturgruppe sonstige Ölf Früchte miteingefasst und dürften nach Expertenmeinung auf deutscher Seite die dominierende Kulturart darstellen. Auf französischer Seite ist die Anbaufläche für Sonnenblumen eigens ausgewiesen, die Kulturgruppe sons-

tige Ölfrüchte wird nach Expertenmeinung von der Kultur Soja dominiert. Körnerleguminosen sind allerdings letztlich weder in der deutschen noch in der französischen Agrarstatistik explizit ausgewiesen.

Für Tabak wurden zwei Kulturgruppen geschaffen, da sich die Bewirtschaftungsweise für die dunklen luftgetrockneten Tabake bzw. Burley-Tabake deutlich von der für die hellen heißluftgetrockneten Tabake (z. B. Virgin) unterscheidet. Da die Agrarstatistik leider keine entsprechend differenzierten Daten aufweist, wurde das Verhältnis von hellen zu dunklen Tabaken grob aus bundesweiten Produktionsdaten abgeschätzt: Für 1990 wurde auf Basis der Anbauentwicklung von 1992 - 1994 eine Aufteilung des Tabaks in 30 % hellen und 70 % dunklen Tabak vorgenommen. Diese pauschale Aufteilung wurde mangels exakter Daten auch auf den Modellierungszeitpunkt 1980 übertragen.

Tab. 23: Kulturartenverteilung der Hauptnutzung Acker für das französische, deutsche und schweizerische Projektteilgebiet [%]. Für letzteres ergaben sich aus der Satellitenbilddauswertung für 1980 und 2000 nur im inneren Projektgebiet Ackerraster.

F - iPG	WW	WG	WR	SG	KM	SM	R	sÖL	SB	K	ZR	FL	GEM	Td	Th	SP	EB	BRA
2000	11,1	1,5	0,1	0,2	68,8	2,5	1,1	0,0	0,1	0,6	2,2	0,0	1,1	0,3	0,3	0,0	0,0	10,0
1990	23,4	4,0	0,3	0,3	51,7	6,1	2,1	7,0	1,8	0,8	1,8	0,0	0,0	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0
1980	38,4	3,1	1,3	1,2	37,8	8,7	2,0	1,7	0,0	2,9	1,9	0,1	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F - äPG																		
2000	21,1	2,5	0,2	0,4	52,7	7,7	1,9	0,0	0,3	0,4	3,4	0,0	0,8	0,4	0,4	0,0	0,0	8,1
1990	26,9	6,6	1,4	1,0	33,8	12,0	3,3	5,5	4,7	0,6	3,2	0,0	0,0	0,7	0,2	0,0	0,0	0,0
1980	40,4	5,6	8,3	3,3	15,8	14,8	2,9	0,5	0,0	2,7	3,9	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0
D - iPG																		
2000	14,2	3,6	0,8	6,8	50,4	3,9	0,5	0,9	0,0	1,7	0,5	1,0	1,3	0,8	1,7	1,2	0,5	10,0
1990	16,4	5,1	1,2	6,6	35,0	6,6	2,0	5,7	0,0	1,6	0,6	1,5	2,0	0,5	0,2	0,0	0,0	15,1
1980	31,4	6,7	1,6	13,2	28,7	7,8	0,9	0,2	0,0	3,3	0,8	2,9	1,4	0,7	0,3	0,0	0,0	0,3
D - äPG																		
2000	17,5	3,7	0,1	3,4	53,4	7,1	0,0	0,1	0,0	0,8	0,4	2,2	1,1	0,0	0,1	0,1	0,2	9,7
1990	22,2	7,1	0,6	5,7	31,1	11,0	1,0	2,6	0,0	1,2	0,2	2,6	1,3	0,1	0,0	0,0	0,0	13,3
1980	32,6	7,2	0,6	14,5	20,5	15,5	1,1	0,3	0,0	2,2	0,4	4,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
CH - iPG																		
2000	31,1	24,7	0,0	9,6	9,8	5,6	0,0	0,0	3,0	1,1	0,0	0,0	13,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
1990	31,9	22,0	0,2	8,8	8,5	9,6	0,8	0,0	2,2	1,2	0,6	0,0	10,8	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6
CH - äPG																		
1990	31,3	24,7	0,0	9,6	9,8	5,6	0,0	0,0	3,0	1,1	0,0	0,0	13,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
1980	34,4	16,2	0,1	4,6	9,4	17,6	3,8	0,0	0,5	0,5	2,4	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7

Der Anbau insbesondere von Winterweizen, aber auch anderer Getreidearten (Sommergetreide, W-Gerste, W-Roggen) sowie von Silomais hat sich im Betrachtungszeitraum sowohl für die deutsche und französische Seite als auch im inneren und äußeren Projektgebietes (PG) deutlich verringert, während die Anbaufläche für Körnermais erheblich zugenommen hat (Tab. 23).

Für 2000 liegt der Anteil für Körnermais auf deutscher Seite bei 50 % (inneres PG) bzw. 53 % (äußeres PG), auf französischer Seite liegt der Anteil für das äußere Projektgebiet ebenfalls bei 53 %, für das innere PG mit 69 % allerdings deutlich höher. Der Anteil Stilllegungen (BRA) liegt für 2000 jeweils bei ca. 10 %, für 1995 ist lediglich auf deutscher Seite Stilllegungsfläche ausgewiesen und diese liegt bei knapp 15 %. Die Sonderkulturen Tabak, Erdbeeren, Spargel und sonstiges Gemüse spielen im inneren Projektgebiet auf deutscher Seite lokal eine nicht unerhebliche Rolle. Im schweizerischen Teilgebiet wird die Ackerfläche vorwiegend mit Getreide (W-Weizen, W-Gerste und Sommergetreide) bestellt, Mais nimmt dagegen nur einen Flächenanteil von etwa 15 % ein. In einer ähnlichen Größenordnung liegt die Gemüsebaufläche auf der Grundlage der gemeindebezogenen Daten für 2000.

4.6.6.2 N-Düngung

Als Eingangsdaten wurden praxisübliche **Gesamtdüngemengen** genutzt, die modellintern in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngeranfall gemeindespezifisch modifiziert wurden. Auf deutscher und schweizerischer Seite wurden die Gesamtdüngemengen von regionalen Fachleuten u. a. unter Berücksichtigung von Versuchsdaten abgeschätzt (Tab. 24). In Abhängigkeit von der Bodenart (leichte, mittlere, schwere Böden) wurde eine Differenzierung der Werte vorgenommen, da üblicherweise auch die Düngeempfehlung des Nitrationsdienstes (NID) diese unterschiedlichen Standortverhältnisse anhand von Zu- bzw. Abschlägen berücksichtigt.

Die französischen Daten zur Düngepraxis stammen aus den Erhebungen im Rahmen des „FertiMieux“-Programms und aus den Auswertungen des „Centre de Gestion“. Für die Kulturen Körnermais (KM), Winterweizen (WW), und Zuckerrübe (ZR) wurden die Düngemengen räumlich differenziert für acht Bewirtschaftungsregionen und verschiedene Bodeneigenschaften berücksichtigt. Für Silomais wurde die Düngung analog zu Körnermais angesetzt. Für die Kulturen „WG“, „SG“, „R“, „K“ und „SB“ wurden für den gesamten französischen Projektgebietsanteil Mittelwerte geliefert. Für die Fruchtartengruppen „WR“, „sÖL“, „FL“ und „KL“ waren entsprechende Angaben dagegen nicht verfügbar, so dass

ersatzweise auf die für den deutschen Gebietsteil eingesetzten Werte zurückgegriffen werden musste. Die kulturartsspezifische Gesamtdüngung ist als Mittelwert für das französische Teilgebiet Tab. 25 zu entnehmen.

Tab. 24: Gesamtdüngung im deutschen und schweizerischen Gebietsanteil in Abhängigkeit von der Kulturartengruppe und Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ (vgl. Tab. 16) [kg N/ha].

	2000			1990			1980		
	sl, ll, lu, su, us, tu, Hn	ss, ls	ut, tl, lt	sl, ll, lu, su, us, tu, Hn	ss, ls	ut, tl, lt	sl, ll, lu, su, us, tu, Hn	ss, ls	ut, tl, lt
WW	200	200	200	190	190	190	190	190	190
WG	160	160	170	130	130	140	130	130	140
WR	130	135	130	130	135	130	130	135	130
SG	95	85	90	70	60	65	70	60	65
KM	170	160	160	170	160	160	150	140	140
SM	180	130	130	180	130	130	180	130	130
R	190	210	190	180	200	180	130	150	130
sÖL	60 * Ertrag / 15			60 * Ertrag / 15			60 * Ertrag / 15		
SB	70	70	70	70	70	70	70	70	70
K	140	140	140	155	155	155	175	175	175
ZR	90	90	60	120	120	90	120	120	90
FL	50 * Ertrag / 483			50 * Ertrag / 483			50 * Ertrag / 483		
KL	20 * Ertrag / 32			20 * Ertrag / 32			20 * Ertrag / 32		
Td	200	200	200	200	200	200	200	200	200
SP	70	70	70	120	120	120	120	120	120

Tab. 25: Kulturspezifische Gesamtdüngung (Mittelwerte) für das französische Teilgebiet [kg N/ha].

2000	WW	WG	WR	SG	KM	SM	R	sÖL	SB	K	ZR	FL	KL	Td	SP
F-außen	166	122	130	122	178	178	195	104	60	155	138	48	18	203	130
F-innen	162	122	130	122	189	189	195	104	60	155	132	48	18	203	130
1990															
F-außen	149	96	130	96	164	164	195	100	60	155	144	46	17	203	165
F-innen	155	96	130	96	177	177	195	100	60	155	147	46	17	203	165
1980															
F-außen	136	70	130	70	155	155	185	92	75	155	149	44	16	203	200
F-innen	155	70	130	70	169	169	185	92	75	155	168	43	16	203	200

Die aus der Tierhaltung resultierende pflanzenverfügbare Stickstoffmenge hängt von zahlreichen Faktoren ab. Je nach Tiergruppe und Ernährungssituation (Futtergrundlage) ist die N-Ausscheidung sehr variabel (FLACHOWSKY & LEBZIEN 2008). Die NH₃-Verluste bei der Ausbringung variieren in Abhängigkeit von der Gülleform (fest, flüssig), der tierartsspezifischen Herkunft, der Ausbringungstechnik, den Bodeneigenschaften, der Witterung und dem Einarbeitungszeitpunkt (AMBERGER 1990, HUBER & AMBERGER 1989, HORLACHER & MARSCHNER 1990).

Berücksichtigung im Modell STOFFBILANZ

Der **Wirtschaftsdüngeranfall** wurde aus der in der Agrarstatistik gemeindebezogen ausgewiesenen Viehbesatzdichte berechnet (Anhang K11). Abzüglich der Lagerungsverluste von 10 % errechnet sich die Wirtschaftsdüngermenge (DNorg). Bei überwiegendem Gülleanfall wird von einem NH₄-Anteil von 50 %, bei überwiegendem Festmistanfall von 30 % ausgegangen. Ausbringungsverluste werden mit 25 % des NH₄-Anteils angenommen. Die N-Nachlieferung aus organischer Düngung der Vorjahre wurde mit 25 % des organisch gebundenen N angesetzt. Daraus ergibt sich für das deutsch-schweizerische Projektgebiet für die Modellierungszeitpunkte 1990 und 2000, dass insgesamt 50 % des N aus Wirtschaftsdünger (DNorg) im Berechnungsjahr zu berücksichtigen sind, da hier überwiegend Gülle anfällt. Auf französischer Seite fällt dagegen überwiegend Festmist an, so dass nur 40 % des DNorg zu berücksichtigen sind. Für 1980 gilt diese Annahme auch für die deutsch-schweizerische Seite (Tab. 26, Anrechnungsfaktor A).

Es wurde vereinfachend angenommen, dass der Wirtschaftsdünger auf Acker-, Grünland- und Obstbaufläche gleichmäßig verteilt wird, wobei die stillgelegte Fläche (Brache) ausgenommen wurde. Zudem wurde davon ausgegangen, dass der Landwirt die Mineraldüngermenge der ausgebrachten Wirtschaftsdüngermenge anpasst, wobei angenommen wurde, dass insbesondere zum Modellierungszeitpunkt 1980 dieses Verhalten noch nicht so ausgeprägt war. Es wurden konkret folgende Annahme getroffen: Der Landwirt berücksichtigt den im Berechnungsjahr anzurechnenden N aus Wirtschaftsdünger (= inklusive der Nachlieferung aus organischer Düngung der Vorjahre) nur zu 50 % für 1990 und 2000 bzw. nur zu 25 % für 1980 (Tab. 26, Anrechnungsfaktor B). Entsprechend errechnet sich die mineralische Düngung (DNmin) nach GL 19. Für viehlose Gemeinden entspricht die Mineraldüngung somit der angesetzten Gesamtdüngemenge.

$$DN_{min} = \text{Anrechnungsfaktor } B * \text{Gesamtdüngung} \qquad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 19}$$

Für den Gemüsebau und für Erdbeeren lagen weder Angaben zu Erträgen noch zur Düngung vor. Ersatzweise wurden Daten zu N-Überschüssen auf der Basis einer einfachen Bilanz herangezogen. Diese betragen 37 kg N/ha für den Gemüsebau (GEM) und 40 kg N/ha für die Erdbeeren (EB) (MLR 2004). Zuzüglich wurde die atmosphärische Deposition und die Denitrifikation berücksichtigt, die Nachlieferung aus dem Boden bzw. aus Ernteresten blieb dagegen unberücksichtigt. Gleiches gilt für die Fruchtartengruppe Tabak-hell (Th), die kaum oder gar nicht gedüngt wird. Hier wurde eine Zwischenbilanz von „0“ angenommen.

Tab. 26: Ermittlung des im Berechnungsjahr anrechenbaren Wirtschaftsdüngers (DNorg) und des Anrechnungsfaktors für die Anpassung der mineralischen Düngung.

	Deutsches u. Schweizer Projektgebiet / Zeitraum 1990 bis 2000	Französisches Projektgebiet / Zeitraum 1990 bis 2000	Gesamtes Projektgebiet / Zeitraum 1980
	überwiegend Gülle	überwiegend Festmist	überwiegend Festmist
Im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil an DNorg (= NH ₄ -Anteil)	50 % = 0,5 DNorg	30 % = 0,3 DNorg	30 % = 0,3 DNorg
Abzüglich Ausbringungsverlusten von 25 % des NH ₄ -Anteils	= 0,375 DNorg	= 0,225 DNorg	= 0,225 DNorg
Nachlieferung aus organischer Düngung der Vorjahre von 25 % des organisch gebundenen N	= 0,125 DNorg	= 0,175 DNorg	= 0,175 DNorg
Insgesamt im Berechnungsjahr anzurechnender N aus Wirtschaftsdünger = Anrechnungsfaktor A	= 0,5 DNorg	= 0,4 DNorg	= 0,4 DNorg
Anpassung der mineralischen Düngung = Anrechnungsfaktor B	= 0,25 DNorg	= 0,2 DNorg	= 0,1 DNorg

4.6.6.3 Erträge

Auf deutscher Seite wurden vom Statistischen Landesamt aus den Daten der „Besonderen Ernteermittlung“ die Erträge für das landwirtschaftliche Vergleichsgebiet 3 (geringere und bessere Rheinebene) von 1979 bis 2002 ermittelt (Anhang T1). Da die Erfassung der Erträge auf der Ebene landwirtschaftlicher Vergleichsgebiete erst ab 1985 erfolgte, wurden die entsprechenden Daten für die Jahre 1979 bis 1984 durch das Statistische Landesamt in einem Näherungsverfahren ermittelt. Schließlich wurde aus der langjährigen Datenreihe 1979 bis 2002 der Trend ermittelt und die Erträge für die Modellierungszeitpunkte 1979, 1991 und 1999 abgegriffen. Modellintern erfolgte nach KINDLER (1992) eine Disaggregation der Erträge in Abhängigkeit von der Bodenart und für W-Weizen zusätzlich in Abhängigkeit von der Höhenlage (Tab. 27). Der flächengewichtete Mittelwert (MW) ist identisch mit dem entsprechenden Ausgangswert aus der Ertragsstatistik.

Für die französische Seite konnten für acht Bewirtschaftungsregionen (vgl. Kap. 4.6.6.2) unterschiedliche Dünge- und Ertragsverhältnisse angegeben werden; für die flächengewichteten Mittelwerte des inneren und äußeren Projektgebietes siehe Tab. 28. Da für Silomais keine Ertragsdaten vorlagen, wurde näherungsweise der Ertrag für Körnermais angesetzt und als Entzugsfaktor ein Wert von 2,06 kg N/ha für die geernteten Maispflanzen statt 1,5 kg N/ha für die Maiskörner angewendet.

Tab. 27: Erträge im deutschen und schweizerischen Gebietsanteil in Abhängigkeit von der Bodenartengruppe im Modell STOFFBILANZ (vgl. Tab. 16) [dt/ha].

	2000				1990				1980			
	ss, ls	sl, ll, tl, lt, ut, Hn	lu, su, us, tu	MW	ss, ls	sl, ll, tl, lt, ut, Hn	lu, su, us, tu	MW	ss, ls	sl, ll, tl, lt, ut, Hn	lu, su, us, tu	MW
WW	56,3	63,4	70,6	63	49,8	56,0	62,1	56	40,0	45,1	50,1	45
WG	48,8	55,9	61,0	55	44,7	51,2	55,8	50	38,4	44,0	48,0	44
WR	46,5	52,5	57,4	52	40,6	45,8	50,1	45	31,6	35,7	39,0	36
SG	43,9	49,1	54,4	49	39,9	44,7	49,5	44	33,7	37,7	41,8	38
KM	85,8	96,7	105,6	96	73,0	82,2	89,8	81	53,7	60,6	66,1	60
SM	373,5	479,7	574,8	483	363,8	464,4	559,9	470	349,2	448,5	537,4	449
R	23,4	27,3	29,2	27	22,4	26,1	27,1	25	20,6	24,1	25,7	24
sÖL	25,0	26,0	26,0	25	23,4	24,7	24,7	24	22,5	23,4	23,4	23
SB	21,1	24,1	27,1	24	22,7	25,9	29,1	26	25,1	28,6	32,2	27
K	314,7	360,2	394,9	357	283,1	324,1	355,3	320	235,8	269,8	295,8	268
ZR	508,9	574,2	630,9	570	478,3	539,6	592,9	534	432,8	488,3	536,5	485
FL	474,0	457,0	534,0	466	450,3	434,2	507,3	443	426,6	411,3	480,6	423
KL	27,0	28,0	28,0	27	25,7	26,6	26,6	26	24,3	25,2	25,2	24
Td	30,0	30,0	30,0	29	25,0	25,0	25,0	24	20,0	20,0	20,0	20
SP	60,0	60,0	60,0	59	50,0	50,0	50,0	49	40,0	40,0	40,0	39

Tab. 28: Mittlere flächengewichtete Erträge für das iPG und äPG auf französischer Seite [dt/ha]

2000	WW	WG	WR	SG	KM	SM ¹⁾	R	sÖL	SB	K	ZR	FL	KL	Td	SP
F - außen	78	61	52	61	99	99	36	26	29	357	728	466	28	32	40
F - innen	72	61	52	61	105	105	36 ²⁾	26	29	357	717	466	28	32	40
1990															
F - außen	67	52	46	52	81	81	30	25	29	320	597	443	27	32	30
F - innen	62	52	46	52	88	88	30	25	29	320	558	443	27	32	30
1980															
F - außen	56	42	36	42	63	63	30	23	29	268	463	423	25	32	20
F - innen	53	42	36	42	72	72	30	23	29	268	393	423	25	32	20

1) näherungsweise K-Maisertrag angesetzt und N-Entzugsfaktor von 2,06 kg N/ha angewendet

2) Wert ist fälschlicherweise zu hoch. Er wurde im Nachgang für die Berechnung der Szenarien auf 30 dt/ha korrigiert.

4.6.6.4 N in Erntegut und Restpflanze

Die Berechnung des Bilanzgliedes **N-Abfuhr im Erntegut** ergibt sich als Produkt aus Ertrag und Entzugsfaktor des Haupt- und ggf. auch Nebenernteguts. Der Umfang der Abfuhr des Nebenernteguts ergibt sich als komplementärer Wert zum Verbleib der Erntereste auf dem Feld (Tab. 34). Das Bilanzglied N-Bindung in der Restpflanze berechnet sich als Gesamtbedarf der Pflanze inklusive des in den Wurzeln gebundenen Stickstoffs abzüglich der N-Abfuhr mit dem Erntegut. Da die Entzugs- und Bedarfsfaktoren in Abhängigkeit von Sorte und Produktionsverfahren variieren können, wurden auf französischer und deutschschweizerischer Seite teilweise etwas unterschiedliche Werte berücksichtigt (Tab. 29).

Tab. 29: Entzugs- und Bedarfsfaktoren zur Berechnung der Positionen „N-Abfuhr im Erntegut“ und „N-Bindung in der Restpflanze“. Quellen: siehe Anhang T1.

	Deutschland / Schweiz			Frankreich	
	Entzugsfaktor (Hauptprodukt) kg/dt Ertrag	Bedarfsfaktor (Haupt- und Nebenprodukt) kg/dt Ertrag	Wurzel- zuschlag kg/ha	Entzugsfaktor (Hauptprodukt) kg/dt Ertrag	Bedarfsfaktor (Gesamtpflanze inkl. Wurzel) kg/dt Ertrag
Winterweizen (WW)	1,98 ¹⁾	2,48 ¹⁾	20	1,8	2,6
Roggen (WR)	1,5	2,0	20	1,4	2,4
Wintergerste (WG)	1,7	2,2	20	1,5	2,5
Sommergetreide (SG)	1,62 ²⁾	2,11 ²⁾	20	1,72 ³⁾	2,81 ³⁾
Körnermais (KM)	1,5	2,3 ⁴⁾	-	1,5	2,3
Raps (R)	3,3	4,7	50	3,5	6,5
Sonnenblumen (SB)	1,9 ⁵⁾	4,5 ⁶⁾	20	1,9	4,5
Sonst. Ölfrüchte (sÖL)	3,5	4,3	20	3,5	4,3
Zuckerrüben (ZR)	0,18	0,38	7 ⁷⁾	0,16	0,40
Kartoffeln (K)	0,38	0,48 ⁸⁾	7 ⁷⁾	0,35	0,44
Körnerleguminosen (KL)	3,73 ⁹⁾	5,21 ⁹⁾	20	3,73	5,9
Futterleguminosen (FL)	-	0,54	20	-	0,58
Silomais (SM)	-	0,39	20	2,06 ¹⁰⁾	2,3
Tabak – dunkel (Td)	3,5	8,6	-	3,5	8,1
Spargel (SP)	0,35	120 kg/ha ¹¹⁾	-	-	-

1) 40 % W-Weizen mit Rohproteingehalt von 12 % und 60 % W-Weizen mit Rohproteingehalt von 14 %.

2) 2/3 S-Gerste und 1/3 Hafer

3) 1/3 S-Gerste und 2/3 Hafer

4) frz. Bedarfsfaktor übernommen statt NID: 2,2 kg N/dt + 20 kg/ha Wurzelzuschlag.

5) frz. Entzugsfaktor übernommen statt NID: 2,8 kg N/dt (erscheint dem RP FR unplausibel hoch).

6) frz. Bedarfsfaktor übernommen. NID: 4,3 kg N/dt + 20 kg/ha Wurzelzuschlag.

7) nach Bäumer (1971)

8) da Frühkartoffeln, Bedarfsfaktor von LAP 04/2005 neu berechnet.

9) 1/3 Ackerbohnen, 2/3 Erbsen

10) Entzugsfaktor bezieht sich auf die erntbare Maispflanze, wobei der Ertrag analog zu K-Mais in TM angegeben ist.

11) ertragsunabhängiger Bedarf

Bei den französischen Bedarfsfaktoren ist der in der nicht erntbaren Restpflanze (Wurzeln, Stoppeln) gebundene Stickstoff bereits mitberücksichtigt und somit eine Funktion des Ertrags. Dagegen wird der Wurzelanteil auf deutscher Seite als ertragsunabhängiger Zuschlag berücksichtigt. Für einige Kulturartengruppen (z. B. WW, SG, KL), die aus mehreren Einzelkulturen oder unterschiedlichen Sorten (z. B. WW mit unterschiedlichem Rohprotein-Anteil) zusammengesetzt sind, wurden entsprechend gewichtete Faktoren berücksichtigt. Bei Sonnenblumen (SB) wurden die französischen Faktoren übernommen, da die Faktoren auf deutscher Seite deutlich höher waren, was aus fachlicher Sicht nicht plausibel erschien. Auch der französische Bedarfsfaktor für K-Mais wurde übernommen, da überwiegend die gleichen Sorten angebaut werden und aus fachlicher Sicht keine Unterschiede bestehen dürften. Die Unterschiede ergeben sich wohl eher aus der unterschiedlichen Berücksichtigung des wurzelgebundenen Stickstoffs, der auf deutscher Seite als

ertragsunabhängiger Zuschlag kalkuliert wird. Obwohl der Unterschied nur geringfügig ist, hätte es aufgrund des umfangreichen Flächenanteils für K-Mais zu deutlichen Unterschieden in der N-Fracht zwischen deutscher und französischer Seite geführt.

Datenqualität im Modell STOFFBILANZ

Die auf deutscher Seite angesetzten **Entzugsfaktoren** für das Haupterntegut und **Bedarfsfaktoren** für die Gesamtpflanze sind weitgehend aus den landesweit geltenden Programmen zur Feld-Stall-Bilanzierung (Naebi) und zur Düngbedarfsermittlung (NID) übernommen (Anhang T1). Sie sind bereits mit gewissen Unschärfen behaftet, da es sortenspezifische Unterschiede gibt, aber keine entsprechend spezifischen Entzugsfaktoren für die Anbauregion Oberrheingraben vorliegen. Es ist anzunehmen, dass die Unschärfen für den Bedarfsfaktor Gesamtpflanze größer sind als für den Entzugsfaktor Hauptprodukt, da die Restpflanze je nach Pflanzenteil sehr unterschiedliche N-Gehalte aufweist. Schließlich steigt auch die Restpflanzenmenge nicht immer linear zum Ertrag; z. B. ist anzunehmen, dass bei Einsatz von Halmverkürzern, die für das Getreidestroh berechnete N-Menge deutlich überschätzt wird.

Eine weitere Unschärfe liegt bei der Berechnung der wurzelgebundenen N-Menge vor. Die im Laufe der Vegetationszeit gebildete Wurzelmasse wird teilweise noch innerhalb der Vegetationszeit wieder abgebaut (Wurzelabbau). Die tatsächliche Rhizo-Deposition im Vegetationszeitraum beträgt das 3- bis 4fache, der nach der Ernte auf konventionellem Wege (mechanisches Auswaschen) ermittelten Wurzelmasse (SAUERBECK & JOHNNEN 1976). Allerdings ist bei der N-Bilanzierung mit dem Modell STOFFBILANZ nur der wurzelbürtige Nettoinput (Wurzelrückstände nach der Ernte) zu berücksichtigen. Vergleichsmessungen mit radiometrischer Wurzelrückstandsbestimmung zeigen jedoch, dass beim mechanischen Auswaschen die Wurzelmasse von Winterweizen um etwa 20 % unterschätzt wird. Die auf deutscher Seite verwendeten **Faustzahlen für die Wurzelmasse** basieren auf dem konventionellen Auswaschungsverfahren und sind somit möglicherweise etwas unterschätzt. Da es sich letztlich um Faustzahlen handelt, wird auch nicht berücksichtigt, dass unterschiedliche Standorteigenschaften, Bestandsentwicklung und Ertragslagen zu einer deutlich variablen Wurzelmasse führen können. Beispielsweise ermittelten SAUERBECK UND JOHNNEN (1976) für Senf in sandigem Boden eine Wurzelmasse, die nur etwa 60 % der Wurzelmasse in lehmigen Boden betrug.

Insgesamt stellen die Entzugs- und insbesondere die Bedarfsfaktoren eine sehr sensitive Größe hinsichtlich der Ermittlung des N-Saldos dar. Geht man von einer 10 %igen Über-

bzw. Unterschätzung der Bedarfszahl für K-Mais aus, so beträgt bei einem Ertrag von 100 dt/ha der Fehler für den N-Saldo von K-Mais +/- 23 kg N/ha. Bezogen auf den N-Saldo für das Ackerraster dürfte der Fehler allerdings deutlich geringer sein, da sich Über- und Unterschätzungen bei den verschiedenen Kulturen teilweise kompensieren. Insbesondere aber wurde im Rahmen des Projektes MoNit Wert darauf gelegt, für die Modellierung soweit möglich Kennwerte der Landwirtschaftsverwaltung heranzuziehen, um die Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz zu erleichtern. Aus diesem Grunde wurden auch vereinfachend die Entzugs- und Bedarfsfaktoren für alle drei Modellierungsjahre konstant gehalten, obwohl tatsächlich aufgrund der Sortenentwicklung Änderungen anzunehmen sind.

4.6.6.5 N-Mineralisierung des Bodens

Parametrisierung der N-Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens

Da sich Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit von der Witterung unterschiedlich stark auf die Mineralisierungsprozesse auswirken können, ist eine Quantifizierung der N-Mineralisierung sehr schwierig (LOCHMANN 1989, TURJABAIKA 1999). RÜCK (1993) beschrieb die **Freilandmineralisierung** mittels multipler Regression als Funktion von Bodentemperatur und –feuchte und erreichte zumindest bei den ungedüngten Versuchspartzellen eine gute Übereinstimmung mit der in situ gemessenen N-Mineralisierung. Allerdings waren die ermittelten Funktionen für die einzelnen Böden sehr unterschiedlich, so dass es nicht einmal für sehr nahe verwandte Böden gleicher Nutzung möglich war, eine durchschnittliche Abhängigkeit anzugeben (STAHR ET AL. 1992). HONISCH (1996) wählte vereinfachend einen linearen Regressionsansatz und beschrieb die N-Mineralisierungsaktivität (= absoluter Betrag der Mineralisierungsraten) über das Produkt aus Bodentemperatur und –feuchte. Die Korrelationen sind zwar etwas schlechter als bei der multiplen Regression nach RÜCK (1993), lassen sich aber zweifelsfrei interpretieren.

Zur Abschätzung der Freilandmineralisierung werden auch **Laborbrutversuche** durchgeführt, da diese mit geringerem Aufwand durchzuführen sind und es möglich ist, die für eine Parametrisierung der Einflussgrößen notwendigen umfangreichen Daten zu ermitteln. HONISCH (1996) beschreibt die Nettomineralisierung im Freiland (NM_s) gemäß GL 20 als Funktion erster Ordnung des im Laborbrutversuch ermittelten Mineralisierungspotentials (N_o).

$$NM_s = N_o * k * f(T) * f(F)$$

GL 20

Dabei wird die Abbaurate k in Abhängigkeit von Bodentemperatur (T) und Bodenfeuchte (F) modifiziert, wobei er erstere über eine Arrheniusfunktion und letztere über eine Linearfunktion beschrieben hat. Für die ungedüngten Parzellen ergab sich für das dreiwöchige Berechnungsintervall eine gute Korrelation mit den Messwerten ($r^2 = 0,57 - 0,66$), für die gedüngten Parzellen war dieser Ansatz allerdings unbefriedigend ($r^2 = 0,13 - 0,29$). Bei längerfristiger (quartalsweiser) Betrachtung verbessert sich die Korrelation der gedüngten Standorte allerdings auf $r^2 = 0,3 - 0,6$. Ursache der relativ schlechten kurzfristigen Prognose ist vermutlich, dass Störeinflüsse, wie z. B. Düngung, Bodenbearbeitung und Ernte, zu kurzfristigen starken Änderungen der N-Mineralisierung führen, die mit der verwendeten Gleichung nicht abgebildet werden. Nach NIEDER ET AL. (1995a,b) stellen auch die mineralische Fixierung (bzw. Defixierung) von Ammonium an Ton-Humus-Komplexen sowie die mikrobielle Immobilisation (bzw. Reimmobilisation) wesentliche N-Quellen und -Senken dar, die bei der Quantifizierung von N-Umsetzungsprozessen in Modellen nicht vernachlässigt werden dürfen. YILMAZ (1989) versuchte deshalb durch Anwendung des prozessorientierten, 1-dimensionalen N-Haushaltsmodells EPIC (SHARPLEY & WILLIAMS 1990) diese Einflussgrößen zumindest teilweise mitzuberücksichtigen und die Ergebnisse zu regionalisieren. Es musste allerdings festgestellt werden, dass zwar die Modellierung der N-Dynamik prinzipiell gelang, aber die absolute Höhe der beobachteten Werte (N_{min} , Erträge) nicht zufriedenstellend simuliert wurde. Als Ursache vermutet er eine zu geringe Sensitivität des Modells für Bewirtschaftungsunterschiede, z. B. wird der Einfluss der Bodenbearbeitung lediglich über eine Veränderung der Lagerungsdichte in das Modell einbezogen. Darüber hinaus ist auch die Regionalisierung der Modellierungsergebnisse mit großen Unschärfen behaftet. TURABAHKA (1999) stellt selbst auf gleichen Böden derselben Region (Kraichgau) eine hohe Variabilität und Inkonsistenz der *in situ* ermittelten Werte für die N-Mineralisierung fest.

Berücksichtigung der Mineralisierung des Bodens im Modell STOFFBILANZ

Die zahlreichen Einflussfaktoren der Mineralisierung (Kap. 2.1). können nur mit prozessorientierten N-Haushaltsmodellen detailliert abgebildet werden, die zunächst kalibriert und deren Einzelprozesse (z. B. Mineralisierung, Immobilisierung, Denitrifikation) ggf. anhand von Freiland- und Laborbrutversuchen neu parametrisiert werden müssten. Eine so detaillierte und kleinräumige Beschreibung der N-Mineralisierungsprozesse kam aufgrund der Größe des Projektgebietes MoNit nicht in Frage.

Da das mesoskalige Modell STOFFBILANZ den N-Austrag für mittlere Verhältnisse (Düngemengen, Erträge etc.) und in Jahresschritten abbildet, war es grundsätzlich ausrei-

chend die Mineralisierung als Jahresmittelwert für verschiedene standörtliche Verhältnisse zu berücksichtigen. Somit wurden für die Abbildung der Mineralisierung im Modell STOFFBILANZ Kenndaten der Landwirtschaftsverwaltung zur **Mineralisierung während der Vegetationszeit** und Abschätzungen zur **Mineralisierung in der Zwischenanbauphase** berücksichtigt. Die Kennzahlen zur N-Mineralisierung während der Vegetationszeit (Tab. 30) basieren auf Ergebnissen von Versuchsflächen verschiedener landwirtschaftlicher Regionen Baden-Württembergs und stellen mittlere Mineralisierungswerte in Abhängigkeit von der Vegetationszeit einer Kultur und der Ackerzahlklasse dar (LAP 1998). Die Ackerzahl ist ein Maß für die Ertragsfähigkeit des Bodens (Bodenzahl) unter Berücksichtigung der Standortfaktoren Klima und Relief (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2002).

Tab. 30: N-Nachlieferung während der **Vegetationszeit** für die Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ abgeleitet aus entsprechenden Werten für die Ackerzahlklassen des NID (LAP 2004) und Zuordnung über die Bodenarten nach AG BODEN (2004).

Ackerzahl	Bodenarten (AG Boden)	Bodenartengruppe	WW	WG	WR	SG	KM	SM	ZR	K	R	SB	sÖL	KL	FL	Td	SP
<40	Ss, gS, mS, fS, ffS	ss	5	5	5	5	60	60	60	30	20	40	20	30	30	30	15
	Su2, Sl2, Sl3, St2	ls	5	5	5	5	60	60	60	30	20	40	20	30	30	30	15
	Slu, St3, Sl4	sl	10	10	10	10	70	70	70	40	30	50	30	30	30	40	15
40-60	Su3, Su4	us	10	10	10	10	70	70	70	40	30	50	30	30	30	40	15
	Us, Uu	su	10	10	10	10	70	70	70	40	30	50	30	30	30	40	15
>60	Ls2, Ls3, Ls4, Lt2	ll	10	10	10	10	70	70	70	40	30	50	30	30	30	40	15
	Uls, Ut2, Ut3	lu	20	20	20	20	90	90	90	50	40	60	40	30	30	50	15
	Ts3, Ts4, Lts	tl	20	20	20	20	90	90	90	50	40	60	40	30	30	50	15
	Ut4, Lu	tu	20	20	20	20	90	90	90	50	40	60	40	30	30	50	15
	Ts2, Tl, Tu2, Tt	lt	20	20	20	20	90	90	90	50	40	60	40	30	30	50	15
	Tu3, Tu4, Lt3	ut	20	20	20	20	90	90	90	50	40	60	40	30	30	50	15
	nH	nH	40	40	40	40	110	110	110	70	60	80	60	30	30	70	40

Die Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz in der **Zwischenanbauphase** wird in Abhängigkeit von Bodenartengruppen und der regionalen Bewirtschaftungspraxis differenziert. Dabei wurden die Jahreswerte des mineralisierbaren Stickstoffs (Faktor F1 in Abb. 16) von BILLEN ET AL. (2002) als Funktion des N-Vorrats, der Bodentemperatur und – feuchte, sowie des Ton- und Kalkgehalts der Böden ermittelt. Diese bodenartenspezifische Jahresmineralisierung wird anhand des Faktors 2 modifiziert, um den Einfluss der regionalen Bewirtschaftungspraxis (Häufigkeit der Anwendung organischen Düngers, Einarbeitung von Ernterückständen) abzubilden (BOCKSTALLER & GIRARDIN 2000, BILLEN ET AL. 2002).

Bodenarten- gruppe STOFFBILANZ	Faktor 1* (kg N / ha)	Häufigkeit der organ. Düngung	Erntereste werden.....	Faktor 2 (relativ)	Hauptfrucht	Faktor 3 (relativ)
ss	98	Höchstens alle 10 Jahre	... immer abgefahren	0,8	Wintergerste, Winterraps	0,6
ls	82		... manchmal abgefahren	0,9	Erbsen, Winterweizen	0,5
sl	60		... immer eingearbeitet	1,0	Roggen, Sommergerste	
us	103	Alle 5-10 Jahre	... immer abgefahren	0,9	Sommerraps	0,4
su	98		... manchmal abgefahren	1	Sommerweizen, Hafer	
ll	60		... immer eingearbeitet	1,1	Öllein, Kartoffeln	0,3
lu	66	Alle 3-5 Jahre	... immer abgefahren	1	Mais, Soja	
tl	50		... manchmal abgefahren	1,1	Sonnenblumen, Gemüse	0,2
tu	66		... immer eingearbeitet	1,2	Rüben	0
lt	51	Alle 1-2 Jahre	... immer abgefahren	1,1	+ falls Sommerung als Folgefrucht	
ut	51		... manchmal abgefahren	1,2	Mais	0,3
Hn	103		... immer eingearbeitet	1,3	Rüben	0,2
					Sonstige Sommerungen	0,1

*Berechnungsgrundlage für Faktor 1: 5 % Kalkgehalt, Humusgehalt von 2 % bei sandigen Böden, 3 % bei schluffig/lehmigen Böden, 4,5 % bei tonigem Lehm und 6,5 % bei Tonböden. Jahresmitteltemperatur 9,4 °C.

Abb. 16: Schema zur Abschätzung der N-Mineralisierung in der **Zwischenanbauphase** (aus BILLEN ET AL. 2002,9, verändert). Zuordnung der Bodenarten nach AG BODEN (2004) siehe Tab. 30.

Die Dauer der Zwischenanbauphase (Faktor 3) wird in Anlehnung an den Zeit-Koeffizienten der französischen Düngeberechnung ermittelt (TAUREAU ET AL. 1996). Der Zeit-Koeffizient drückt die Vegetationszeit (Standzeit) einer Kultur als Anteil eines Jahres aus, der Faktor 3 ist hierzu komplementär und repräsentiert den Zeitanteil der jährlichen Mineralisierung, der vom Pflanzenbestand nicht aufgenommen werden kann. Ist die nachfolgende Kultur eine Sommerung, so wird der Faktor 3 mit einem entsprechenden Zuschlag für die Monate von Jahresbeginn bis Aussaat versehen (BILLEN ET AL. 2002). Um diesen Zuschlag zu ermitteln, wurde für jede Kulturartengruppen abgeschätzt, wie häufig nachfolgend Mais, Rüben und sonstige Sommerungen angebaut werden und der Zuschlag zum Faktor 3 als gewichtetes Mittel berechnet (Anhang T3). Die Faktoren 2 und 3 wurden jeweils für die deutsche und französische Seite und die Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000 abgeschätzt. Die N-Mineralisierung in der Zwischenanbauphase berechnet sich als Produkt der Faktoren 1, 2 und 3 (Tab. 31 bzw. Tab. 32). Die schließlich im Modell

berücksichtigte Position „N-Mineralisierung aus dem Boden (NNBo)“ berechnet sich gemäß GL 21 summarisch aus der N-Mineralisierung während der Vegetationszeit (Tab. 30) und der Zwischenanbauphase (Tab. 31 bzw. Tab. 32).

$NNBo = \text{Mineralisierung Vegetationszeit} + \text{Mineralisierung Zwischenanbauphase} \text{ kg N/ha GL 21}$
 hierbei (siehe Abb. 16):

$N\text{-Mineralisierung Zwischenanbauphase} = \text{Faktor 1} * \text{Faktor 2} * \text{Faktor 3}$

Tab. 31: Abschätzung der N-Mineralisierung in der **Zwischenanbauphase** [kg N/ha/a] für das **deutsche und schweizerische** Projektgebiet (Zeitraum **1990 und 2000**).

Bodenarten- gruppe	F1	WW	WG	WR	SG	KM	SM	ZR	K	R	SB	sÖL	KL	FL	Td	SP
ss	98	53,8	58,8	47,4	40,0	46,4	29,1	14,0	36,7	58,8	34,3	29,4	54,9	9,7	30,6	29,4
ls	82	45,0	49,2	39,7	33,5	38,8	24,4	11,7	30,7	49,2	28,7	24,6	45,9	8,1	25,6	24,6
sl	60	32,9	36,0	29,0	24,5	28,4	17,8	8,6	22,4	36,0	21,0	18,0	33,6	5,9	18,7	18,0
us	103	56,5	61,8	49,9	42,0	48,7	30,6	14,7	38,5	61,8	36,1	30,9	57,7	10,2	32,1	30,9
su	98	53,8	58,8	47,4	40,0	46,4	29,1	14,0	36,7	58,8	34,3	29,4	54,9	9,7	30,6	29,4
ll	60	32,9	36,0	29,0	24,5	28,4	17,8	8,6	22,4	36,0	21,0	18,0	33,6	5,9	18,7	18,0
lu	66	36,2	39,6	31,9	26,9	31,2	19,6	9,4	24,7	39,6	23,1	19,8	37,0	6,5	20,6	19,8
tl	50	27,5	30,0	24,2	20,4	23,7	14,9	7,2	18,7	30,0	17,5	15,0	28,0	5,0	15,6	15,0
tu	66	36,2	39,6	31,9	26,9	31,2	19,6	9,4	24,7	39,6	23,1	19,8	37,0	6,5	20,6	19,8
lt	51	28,0	30,6	24,7	20,8	24,1	15,1	7,3	19,1	30,6	17,9	15,3	28,6	5,0	15,9	15,3
ut	51	28,0	30,6	24,7	20,8	24,1	15,1	7,3	19,1	30,6	17,9	15,3	28,6	5,0	15,9	15,3
Hn	103	56,5	61,8	49,9	42,0	48,7	30,6	14,7	38,5	61,8	36,1	30,9	57,7	10,2	32,1	30,9
	F2	0,9	1	1,1	0,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1	1	1	1	1,1	1,2	1
	F3	0,61	0,6	0,44	0,51	0,43	0,27	0,13	0,34	0,6	0,35	0,3	0,56	0,09	0,26	0,3

Tab. 32: Abschätzung der N-Mineralisierung in der **Zwischenanbauphase** [kg N/ha/a] für das **französische** Projektgebiet (Zeitraum **1980 bis 2000**) und für das **deutsche und schweizerische** Projektgebiet (Zeitraum **1980**).

Bodenarten- gruppe	F1	WW	WG	WR	SG	KM	SM	ZR	K	R	SB	sÖL	KL	FL	Td	SP
ss	98	47,8	58,8	43,1	40,0	46,4	29,1	14,0	43,3	58,8	34,3	29,4	54,9	9,7	30,6	35,3
ls	82	40,0	49,2	36,1	33,5	38,8	24,4	11,7	36,2	49,2	28,7	24,6	45,9	8,1	25,6	29,5
sl	60	29,3	36,0	26,4	24,5	28,4	17,8	8,6	26,5	36,0	21,0	18,0	33,6	5,9	18,7	21,6
us	103	50,3	61,8	45,3	42,0	48,7	30,6	14,7	45,5	61,8	36,1	30,9	57,7	10,2	32,1	37,1
su	98	47,8	58,8	43,1	40,0	46,4	29,1	14,0	43,3	58,8	34,3	29,4	54,9	9,7	30,6	35,3
ll	60	29,3	36,0	26,4	24,5	28,4	17,8	8,6	26,5	36,0	21,0	18,0	33,6	5,9	18,7	21,6
lu	66	32,2	39,6	29,0	26,9	31,2	19,6	9,4	29,2	39,6	23,1	19,8	37,0	6,5	20,6	23,8
tl	50	24,4	30,0	22,0	20,4	23,7	14,9	7,2	22,1	30,0	17,5	15,0	28,0	5,0	15,6	18,0
tu	66	32,2	39,6	29,0	26,9	31,2	19,6	9,4	29,2	39,6	23,1	19,8	37,0	6,5	20,6	23,8
lt	51	24,9	30,6	22,4	20,8	24,1	15,1	7,3	22,5	30,6	17,9	15,3	28,6	5,0	15,9	18,4
ut	51	24,9	30,6	22,4	20,8	24,1	15,1	7,3	22,5	30,6	17,9	15,3	28,6	5,0	15,9	18,4
Hn	103	50,3	61,8	45,3	42,0	48,7	30,6	14,7	45,5	61,8	36,1	30,9	57,7	10,2	32,1	37,1
	F2	0,8	1	1	0,8	1,1	1,1	1,1	1,3	1	1	1	1	1,1	1,2	1,2
	F3	0,61	0,6	0,44	0,51	0,43	0,27	0,13	0,34	0,6	0,35	0,3	0,56	0,09	0,26	0,3

Bei hohen Skelettanteilen im Bodenprofil wurde die N-Mineralisierung aus dem Boden programmintern reduziert. Liegen die Grobbodenanteile der beiden oberen Horizonte bei mindestens 50 %, so wird die Mineralisierung auf 60 % des Ausgangswertes reduziert; liegen sie zwischen 30 und 50 %, so wird die Mineralisierung auf 80 % des Ausgangswertes reduziert.

Datenqualität im Modell STOFFBILANZ

– Plausibilisierung der Daten zur Mineralisierung in der Vegetationszeit

Die im Modell STOFFBILANZ gemäß Nitratinformationsdienst (NID) angesetzten Kennwerte zur N-Nachlieferung während der Vegetationszeit variieren in Abhängigkeit von der Kultur und Bodenart sehr stark (Tab. 30). Die Unterschiede zwischen den Kulturen innerhalb der gleichen Bodenartengruppe sind auf die starke jahreszeitliche N-Dynamik der Mineralisierung in Kombination mit den unterschiedlichen Zeitfenstern für das Wachstum der Kulturen zurückzuführen. Auf leichten sandigen Böden (Bodenartengruppe ss und ls), die schnell austrocknen, werden für Wintergetreide nur 5 kg N/ha Mineralisation angesetzt, während für spät erntbare Kulturen (Mais, Zuckerrüben) 60 kg N/ha angesetzt werden. Auf den schweren Böden (Bodenartengruppen lu, tl, tu, lt, ut) werden entsprechend mit 20 kg N/ha bzw. 90 kg N/ha deutlich höhere Werte angesetzt. Die höchste mittlere N-Nachlieferung wird mit 110 kg N/ha bei Moorböden angenommen.

Die Werte des NID stellen den Summenwert für Ober- und Unterboden dar und liegen insgesamt innerhalb der Spannbreite, der von RÜCK (1993) und LORENZ (1992) in situ gemessenen Mineralisierung, allerdings eher im unteren Bereich. Insbesondere für die Zuckerrübe scheint der NID-Wert von 60 kg N/ha zu gering bemessen zu sein, da von YILMAZ (1998) sowie von ENGELS & KUHLMANN (1993) deutlich höhere Werte (125 bzw. 140 kg N/ha) angeben. Letztere haben die N-Nettomineralisierung als Differenzgröße für 133 Feldversuche zu Getreide und Zuckerrüben errechnet. Für die ungedüngten Varianten ergab sich eine N-Nettomineralisation von 70 kg N/ha für W-Weizen und 62 kg N/ha für W-Gerste; bei optimaler N-Düngung ergab sich dagegen eine leicht negative N-Mineralisation von -7 kg N/ha bzw. -14 kg N/ha. Im Vergleich dazu scheinen die für Getreide und Mineralböden angesetzten Mineralisierungswerte zwischen 5 und 20 kg N/ha in einer plausiblen Höhe zu liegen.

- Plausibilisierung der Daten für die Mineralisierung im Herbst-Winter-Zeitraum

Die im Modell STOFFBILANZ für die Zwischenanbauphase angesetzten Werte decken den Zeitraum Nach-Ernte bis Aussaat der Folgefrucht ab. Die ermittelten Werte (Tab. 31 und Tab. 32) zeigen eine große Bandbreite in Abhängigkeit von der Bodenart und der Kultur. Die großen Unterschiede zwischen den Kulturen innerhalb der gleichen Bodenartengruppe sind auf die starke jahreszeitliche N-Dynamik der Mineralisierung und die unterschiedlich lange Dauer der Zwischenanbauphase zurückzuführen, die sich aus dem Erntetermin der Hauptfrucht und der Ansaat der Folgefrucht ergeben. Die aufgrund der Annahmen zur regionalen Bewirtschaftung ermittelten Werte für die Mineralisierung in der Zwischenanbauphase liegen für Futterleguminosen, Feldgras und Zuckerrüben bei nur wenigen kg N/ha; mehr als 50 kg N/ha ergeben sich für die früh erntbaren Kulturen Raps und Wintergetreide. Mais, Sommergetreide und Kartoffeln liegen dazwischen. Innerhalb der Bodenartengruppen ergeben sich deutliche Unterschiede, für Moorböden sowie schluffreiche und sandige Böden (Bodenartengruppen Hn, us, su, ss und sl) sind die Mineralisierungsraten am höchsten.

Die Plausibilisierung dieser Werte ist nur sehr eingeschränkt möglich, da nur wenige Feldmessungen zur Mineralisierung im Herbst-Winter-Zeitraum vorliegen und je nach Bewirtschaftung die Mineralisierungsprozesse sehr unterschiedlich ablaufen. Untersuchungen von RÜCK (1993) zur N-Mineralisierung für den Zeitraum Nach-Ernte bis Ende der Vegetationsperiode (15. Nov.) zeigen, dass nach Wintergetreide und N-Ausgleichsdüngung zu Stroh 21 – 66 kg N/ha auf Mineralböden und 89 – 152 kg N/ha auf Moorböden im Jahr 1988 mineralisierten; in den Folgejahren 1989 und 1990 zwischen 6 - 28 kg N/ha auf Mineralböden und 64 - 81 kg N/ha auf Niedermoorböden. Bei Verzicht auf die Ausgleichsdüngung zu Stroh wurden bis zu 22 kg N/ha immobilisiert. LORENZ (1992) stellt eine Netto-Mineralisierung zwischen 4 und 63 kg N/ha im Oberboden und von bis zu 20 kg N/ha im Unterboden fest. Verschiedenen Untersuchungen (TAMM & KRZYSCH 1965, FRANKO 1984) zeigen, dass selbst bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt mikrobielle Umsetzung stattfindet; die Mineralisierung in den Wintermonaten ist zwar gering, aber nicht zu vernachlässigen. RÜCK (1993) ermittelt für den Winterzeitraum (15. Nov. bis 15. März) für den Winter 88/89 eine Mineralisierung zwischen 1 und 62 kg N/ha auf Mineralböden und 48 – 84 kg N/ha auf Moorböden; für den Winter 89/90 Werte zwischen 24 und 69 kg N/ha für Mineralböden und 51 bis 107 kg N/ha für Moorböden. Im Vergleich zu diesen Messwerten liegen die im Modell STOFFBILANZ für den Herbst-Winter-Zeitraum berücksichtigten Mineralisierungswerte insgesamt in einem plausiblen Bereich, allerdings ist aufgrund

der wenigen Feldmessungen eine differenzierte Bewertung für die einzelnen Kulturen und Bodenarten nicht möglich.

- Sensitivitätsanalyse

Die Berücksichtigung der N-Mineralisierung des Bodens scheint mit großen Datenunsicherheiten verbunden zu sein. Um beurteilen zu können, wie stark sich eine Über- oder Unterschätzung des Wertes für die N-Mineralisierung des Bodens (NNBo) auf den N-Saldo auswirkt, wurden Sensitivitätsrechenläufe mit dem Modell STOFFBILANZ und dem Datensatz für das Modellierungsjahr 2000 durchgeführt. Bei Änderung des rasterbezogenen Wertes für die Nachlieferung aus dem Boden (NNBo) um +/- 10 % verändert sich der N-Austrag unter Acker auf deutscher Seite um +/- 7 kg N/ha im äPG und +/- 6 kg N/ha im iPG; auf französischer Seite um +/- 8 kg N/ha im äPG und +/- 7 kg N/ha im iPG sowie auf schweizerischer Seite um +/- 4 kg N/ha.

4.6.6.6 N-Mineralisierung aus Ernteresten

Parametrisierung der N-Mineralisierung aus den Ernteresten

Die N-Mineralisierung aus Ernteresten ist wie die Mineralisierung aus der organischen Substanz des Bodens (Kap. 4.6.6.5) im Wesentlichen eine Funktion von Temperatur, Feuchte und der Mineralisierbarkeit (C/N-Verhältnis) der Erntereste. Bei Ernteresten mit weitem C/N-Verhältnis wie z. B. Getreidestroh können N-Immobilisierungsprozesse zumindest zeitweise überwiegen. Der mit der Witterung einhergehende starke Jahresgang der Mineralisierung in Kombination mit den Erntezeitpunkten der verschiedenen Kulturen führt zu sehr unterschiedlichen N-Mineralisierungsmengen für den Zeitraum nach Ernte bis Winter. Auch in den Wintermonaten werden Mineralisierungsprozesse im Boden festgestellt, die bei der Zersetzung organischer Substanz wie z. B. Ernteresten entstehen (RÜCK 1993, HONISCH 1996).

Die kultur- und regionalspezifisch unterschiedlichen Erntezeitpunkte und die unterschiedliche Mineralisierbarkeit (C/N-Verhältnisses) der Erntereste schlagen sich auch in den Nmin-Werten im Herbst nieder. Die Ergebnisse der SchALVO-Herbstkontrollaktion zeigen regelmäßig kultur- und regionalspezifische Unterschiede; z. B. nach Raps, Kartoffeln und Gemüse sind die Nmin-Werte relativ hoch, was insbesondere auf die Mineralisierung der Erntereste zurückgeführt wird (LTZ 2008b,c).

Berücksichtigung der N-Mineralisierung aus Ernteresten im Modell STOFFBILANZ

Für die N-Mineralisierung aus den Ernteresten bis zum Winter wurden Kennzahlen in Abhängigkeit vom Einarbeitungstermin nach BOCKSTALLER & GIRARDIN (2000) und BILLEN ET AL. (2002) zu Grunde gelegt und in Hinblick auf die regionale Bewirtschaftungspraxis in der Rheinebene modifiziert (Tab. 33).

Tab. 33: Kennzahlen zur Abschätzung der N-Mineralisierung aus Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum [kg N/ha] (aus Bockstaller & Girardin 2000, verändert).

Kulturarten- gruppe	WW	WG	WR	SG	KM	ZR	K	R	SB	sÖL	KL ⁵⁾	FL ⁵⁾	Th ⁶⁾	Td ⁶⁾	SP ⁶⁾	Bra ⁶⁾
Nebenpro- dukt ab- gefahren	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	20	0	-	-	-	0
Nebenpro- dukt nicht abgefahren	-20	-20	-20	-20	0	30 ¹⁾	50 ²⁾	30 ³⁾	0	15 ⁴⁾	30	40	0	40	25	15

- 1) Einarbeitung vor dem 1. Okt. 2) Krauteinarbeitung vor dem 1. Sept. 3) Stroheinarbeitung
4) Mittelwert für Soja (F) und Sonnenblumen (D) 5) nach Billen (2002) 6) nach Abstimmung ARAA/LTZ

Tab. 34: Anteil an der Anbaufläche, für den die Erntereste auf dem Feld verbleiben [%].

Flächenanteil [%]	Frankreich			Deutschland / Schweiz		
	1980	1990	2000	1980	1990	2000
Kulturartengruppe						
Winterweizen (WW)	10	10	10	10	90	90
Roggen (WR)	5	5	5	10	90	90
Wintergerste (WG)	5	5	5	40	40	40
Sommergetreide (SG)	5	5	5	50	63	63
Körnermais (KM)	100	100	100	100	100	100
Raps (R)	100	100	100	100	100	100
Sonnenblumen (SB)	100	100	100	100	100	100
sonstige Ölfrüchte (sÖL)	100	100	100	100	100	100
Zuckerrüben (ZR)	100	100	100	100	100	100
Kartoffeln (K)	100	100	100	100	100	100
Körnerleguminosen (KL)	100	100	100	100	100	100
Tabak – hell (Th)	100	100	100	100	100	100
Tabak – dunkel (Td)	100	100	100	100	100	100
Spargel (SP)	100	100	100	100	100	100

Die Mineralisierung aus Ernteresten (Anhang T2, Spalte H) wurde nur für den auf dem Feld verbliebenen Umfang an Ernteresten berücksichtigt. Aufgrund unterschiedlicher Viehhaltungspraxis auf deutscher und französischer Seite bzw. dem Umstand, dass auf deutscher Seite Getreide auch von Marktfruchtbetrieben angebaut wird, verbleibt das Getreidestroh zu einem wesentlich höheren Anteil auf dem Feld (Tab. 34). Lediglich für W-Gerste und S-Getreide ist die Abfuhr höher, da das Stroh zum Mulchen von Erdbeerefeldern genutzt oder als Futterstroh verkauft wird.

Datenqualität im Modell STOFFBILANZ

Da das auf dem Feld verbleibende Stroh nur in geringem Umfang angedüngt wird, wurde eine Immobilisierung von 20 kg N/ha angesetzt. Immobilisierungsprozesse aufgrund des hohen C/N-Verhältnisses ungedüngten Strohs sind umfangreich dokumentiert. Für K-Mais scheint die Mineralisierung von 0 kg N/ha plausibel, insbesondere da der K-Mais in der Rheinebene aufgrund des milden Klimas gut ausreifen kann und sehr spät, oft erst ab Ende Oktober/Anfang November geerntet wird. Nmin-Ganglinien aus dem SchALVO-Vergleichsflächenprogramm zeigen regelmäßig, dass das Maisstroh erst im Folgejahr mineralisiert wird (LTZ 2008c). Für Silomais wird keine Mineralisierung angesetzt, da keine Erntereste auf dem Feld verbleiben. Mit den Zuckerrübenblättern verbleiben etwa 100 bis 130 kg N/ha in leicht mineralisierbarer Form auf dem Feld. Die Mineralisierung im Erntejahr ist deshalb mit 30 kg N/ha relativ hoch angesetzt. Der Wert erscheint durchaus plausibel im Vergleich zu Feldversuchen von SCHWEIGER (2000), der im sehr milden Spätherbst 1989 vier Wochen nach der Ernte einen Anstieg des Nmin-Wertes um 45 kg N/ha beobachtet hat. Für Kartoffeln wurde mit 50 kg N/ha die höchste Mineralisierung im Vergleich aller ackerbaulichen Kulturen angesetzt. Hintergrund ist, dass die intensive Bodenbearbeitung beim Roden der Kartoffeln die Mineralisierung fördert. Zudem handelt es sich in der Rheinebene vorwiegend um Frühkartoffeln mit entsprechend früher Krautearbeitung. Bei Raps wurde davon ausgegangen, dass nach der Ernte durch Bodenbearbeitung die Entwicklung von Ausfallraps unterbunden wird. Die Kulturartengruppe sonstige Ölfrüchte (sÖL) beinhaltet auf französischer Seite die Kulturart Soja, auf deutscher Seite Sonnenblumen. Die angesetzte Mineralisierung von 15 kg N/ha stellt den Mittelwert zwischen Soja (30 kg N/ha) und Sonnenblumen (0 kg N/ha) dar. Für Körnerleguminosen wurde angenommen, dass die Erntereste zu 100 % auf dem Feld verbleiben und eine Mineralisierung in Höhe von 30 kg N/ha berücksichtigt. Bei Futterleguminosen wurde der bei BILLEN (2002) für Luzerne angegebene Mittelwert von 40 kg N/ha angesetzt. Eine relativ hohe N-Mineralisierung nach Umbruch von Leguminosen wird immer wieder beobachtet (LTZ 2008c). Ähnlich problematisch kann die Mineralisierung aus Ernteresten von Tabak verlaufen, so dass in den Wasserschutzgebieten mit dem Status eines Problem- oder Sanierungsgebietes gemäß SchALVO Tabakstängel frühestens ab 01.01 bzw. 01.02. abgeschlägelt und ab 01.02. eingearbeitet werden dürfen (UM 2001). Unter diesen Gesichtspunkten wurde die Mineralisierung aus Ernteresten für dunklen Tabak (Td) mit hohen N-Gehalten in den Ernteresten mit einem Wert von 40 kg N/ha relativ hoch angesetzt, während für den ungedüngten hellen Tabak (Th) keine Mineralisierung angesetzt wurde. Im Spargelkraut sind ca. 30 kg N/ha gebunden; im Herbst wird das

Spargelkraut abgehäckselt und verbleibt auf der Fläche. Bei Brache wurde vereinfachend eine N-Freisetzung von 15 kg N/ha aus Ernteresten berücksichtigt und auf eine Mineralisierung aus dem Boden verzichtet, Düngung und Ertrag entfielen ebenfalls (Anhang T2).

- Plausibilisierung der Daten für die Gesamtmineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens und der Erntereste

Die kulturspezifische Mineralisation des Bodens (NNBo), die sich als Summe der Nachlieferung während der Vegetationszeit und der Zwischenanbauphase ergibt, variiert für das innere Projektgebiet auf deutscher Seite gemäß den vorliegenden Bodenartengruppen und der abgeschätzten Fruchtfolge von 38 kg N/ha für S-Getreide über 47 kg N/ha für W-Weizen bis 103 kg N/ha für K-Mais (Anhang T2, Spalte G). Um den Vergleich mit den in-situ-Messwerten von RÜCK (1993) und LORENZ (1992) zu ermöglichen, ist zu berücksichtigen, dass neben der N-Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens auch direkt aus den auf dem Felde **verbleibenden Ernteresten mineralisiert** wird (Kap. 4.6.6.6). Hierbei ergibt sich bei W-Weizen für das innere Projektgebiet auf deutscher Seite ein negativer Wert (Immobilisierung) von –18 kg N/ha, da das Stroh zu 80 % auf dem Feld verbleibt und aufgrund des geringen Viehbesatzes nur eine geringe Förderung der Strohrotte durch Düngemaßnahmen erfolgt (Anhang T2, Spalte H). Dagegen wird bei Frühkartoffeln aufgrund des frühen Erntetermins und der hohen N-Gehalte in den Ernteresten mit einer hohen Nachlieferung von 50 kg N/ha nach der Ernte bis zum Winter gerechnet. Letztlich ergibt sich für die Summe der Mineralisierung aus Humus (inkl. Nachlieferung aus organischer Düngung) und Ernteresten eine Spannweite von 15 kg N/ha für Brache über 25 kg N/ha für W-Roggen und S-Gerste bis zu 115 kg N/ha für Frühkartoffeln (Anhang T2, Spalte P).

Insgesamt liegen diese Werte im unteren Bereich der von RÜCK (1993), LORENZ (1992), HONISCH (1996) und YILMAZ (1998) gemessenen Werte: Die in-situ-Messungen von RÜCK (1993) ergaben einen Gesamt-Jahres-Umsatz für Mineralböden zwischen 100 und 219 kg N/ha im Oberboden; für Moorböden zwischen 252 und 357 kg N/ha. LORENZ (1992) ermittelte etwas geringere Werte zwischen 79 und 158 kg N/ha im Oberboden von Mineralböden, führte seine Messungen allerdings auch nur von Frühjahr bis Herbst (Vegetationsperiode) durch. Da nach RÜCK (1993) aber bis zu 45 % der Jahresmineralisation im Winter erfolgen kann, ergibt sich eine ähnliche Größenordnung wie bei RÜCK (1993). HONISCH (1996) ermittelte eine Jahresmineralisation im Oberboden zwischen 179 (Parabraunerde) und 221 kg N/ha (Pararendzina) bei betriebsüblicher Düngung; zwischen

165 (Pararendzina) und 184 kg N/ha (Kolluvium) bei ungedüngter Variante. Die Mineralisation im Unterboden ist sehr variabel, sollte aber nicht vernachlässigt werden. Bei LORENZ (1992) betrug der Anteil der Unterböden an der Gesamtmineralisation für 0-60 cm 32 bis 39 %, bei HONISCH (1996) 9 bis 24 % während bei RÜCK (1993) auf den Moorstandorten ganzjährig Denitrifikationsprozesse auftraten. YILMAZ (1998) ermittelte eine Jahresmineralisation (0-60 cm) von 175 kg N/ha bzw. 182 kg N/ha.

4.6.7 Bewirtschaftungsdaten Weinbau

Mit dem N-Bilanzmodell STOFFBILANZ werden die N-Umsetzungsprozesse vereinfachend als Schätzgrößen mittlerer Verhältnisse berücksichtigt (Kap. 4.4). Bei diesen Abschätzungen wurde für die deutsche und französische Seite ein unterschiedliches Vorgehen gewählt. Auf französischer Seite wurden vereinfachend N-Salden von 95 kg N/ha (1980), 57 kg N/ha (1990) und 20 kg N/ha (2000) aus der N-Zufuhr über die Düngung abzüglich der N-Abfuhr mit den Trauben abgeschätzt. Auf deutscher Seite wurden bei der Abschätzung die Bilanzglieder Mineralisierung des Bodens (NNBo), N-Bindung in der Restpflanze (Ngrün) und N-Aufnahme der Begrünung (ANgrün) berücksichtigt (Kap. 4.4). Allerdings führt die große Variabilität der Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsweise von Reblagen zu einer großen Schwankungsbreite der Werte (MLR 2006). Diese Variabilität trifft auch für die im Projektgebiet gelegenen Weinbauregionen Kaiserstuhl, Markgräfler Land und Ortenau zu. Da modelltechnisch für die verschiedenen Weinbauregionen keine differenzierten Eingabedaten möglich waren, wurden vereinfachend Daten grob abgeschätzt, die für die gesamte Weinbaufläche auf deutscher Seite angenommen wurden (RIEDEL 2005b). Die Daten wurden für die 70er Jahre, 80er Jahre und den aktuellen Zeitpunkt 2005 abgeschätzt und den Modellierungszeitpunkten 1980, 1990 und 2000 zugeordnet (Tab. 35). Die Ertragslage wurde mit 170 dt/ha (1980), 160 dt/ha (1990) und 125 dt/ha (2000) eingeschätzt. Für 1990 und 2000 wurde eine N-Immobilisierung von 30 kg N/ha für die Sommerbegrünung in jeder zweiten Rebgarbe und zusätzlich 40 kg N/ha für die ganzflächige Winterbegrünung angesetzt. Für 1980 wurde keine Begrünung berücksichtigt, da i. d. R. die Rebflächen durch intensive Bodenbearbeitung (mehrfaches Hacken) frei von Unterwuchs gehalten wurde. Dies dürfte auf den warmen sonnigen Rebhängen eher zu einer verstärkten N-Mobilisierung geführt haben, so dass der Wert für die N-Nachlieferung während der Vegetationszeit mit 80 kg N/ha etwas höher angesetzt wurde, als mit den im Mittel 60 kg N/ha für das Jahr 1990 und 2000. Dieser Wert ergibt sich als Mittel aus dem Minimalwert von 20 kg N/ha

und dem Maximalwert von 100 kg N/ha, welche als Eckpunkte für die unterschiedlichen Begrünungsarten und die regionale Einarbeitungspraxis zu verstehen sind (Kap. 4.4).

Tab. 35: Daten für die Bilanzierung von Weinbau auf deutscher und schweizerischer Seite (RIEDEL 2005b).

Modellierungsjahr	1980	1990		2000			1980	1990	2000
Input/Abschätzungszeitraum	1970er Jahre	1980er Jahre		aktuell (2005)		Output	1970er Jahre	1980er Jahre	aktuell (2005)
Düngung (min. + org.)	150	120		80		Gesamtbedarf Rebpflanze	87	85	78
Nachlieferung aus dem Boden während der Vegetationszeit (Min./Max.)	80 ¹⁾	20	100	20	100	Denitrifikation	8	10	10
Nachlieferung aus dem Boden im Herbst/Winterzeitraum (Min./Max.)	10	20		10	20	Sommerbegrünung ab 1980er Jahre jede zweite Gasse	0	30	30
Nachlieferung aus den Ernteresten im Herbst/Winterzeitraum	10	10		10		Winterbegrünung ganzflächig ab 1980er Jahre	0	40	40
atmosphärische Deposition	20	15		10					
Summe	270	185	265	140	220		95	165	158
		min.	max.	min.	max.				
N-Saldo kg N/ha	175	20	100	-18	62				
N-Saldo (Mittelwert) in kg N/ha	175	60		22					

1) modifiziert, da der für die 1970er Jahre abgeschätzte Wert von 160 kg N/ha für den Modellierungszeitpunkt 1980 zu hoch erschien.

Datenqualität im Modell STOFFBILANZ

Die letztlich aus der Abschätzung der einzelnen Bilanzglieder ermittelten N-Salden von 175 kg N/ha (1980), 60 kg N/ha (1990) und 22 kg N/ha (2000) können nur als grobe Abschätzung angesehen werden. Die Größenordnung bestätigt sich allerdings anhand der Untersuchungen von RUPP (1987). Er hat für württembergische Reblagen und verschiedene Rigolverfahren Mitte der 1980er Jahre N-Austräge von 100 – 180 kg N/ha ermittelt; auf Parzellen, die mit Nematiziden behandelt wurden, stiegen die N-Austräge durch die abgetöteten Bodenorganismen sogar auf bis zu 250 kg N/ha an. Das anhand von Saugkerzen entnommene Porenwasser zeigte einen starken Jahresgang auf hohem Niveau. Die Nitratkonzentrationen stiegen von 100 mg NO₃/l im Frühjahr auf fast 500 mg NO₃/l im September/Oktober 1986.

4.6.8 Bewirtschaftungsdaten Grünland

Gemäß der Klassifizierung im „Merkblatt zur Düngung von Wiesen und Weiden“ wurde das Projektgebiet hinsichtlich seiner Ertragslage als ungünstig eingestuft (MLR 2005). Diese ist gekennzeichnet durch mindestens eines der folgenden Merkmale: > 700 m ü. NN, stark ausgeprägte Trockenperioden, starke Hängigkeit, jährliche Niederschlagsmenge < 700 mm, Flachgründigkeit, Sand oder (an-)lehmgiger Sand. Als Nutzungsintensität wurde 2-fache Mahd angenommen. Vereinfachend wurden die Grünlandstandorte für alle drei Modellierungszeitpunkte als Extensivgrünland eingestuft, da lediglich für 1980 drei Gemeinden einen Viehbesatz von mehr als 2 GV/ha LF aufwiesen. Für Extensivgrünland mit zweimaliger Nutzung pro Jahr ergibt sich ein N-Bedarf von 100 kg N/ha. Folgende Kennwerte wurden bei der Berechnung angesetzt:

Ungünstige Ertragslage	Standortlieferung Mineralböden* kg N/ha	Ertragsziel (Netto)** dt TM/ha	Entzugsfaktor kg N/dt TM	N-Entzug kg N/dt TM
2 Nutzungen	30	55	1,8	100

* bei Moorböden (Bodenartengruppe nH) zusätzlich 100 kg N/ha

** Nettoertrag = Bruttoertrag abzgl. Bröckelverluste

Bei diesem Bilanzierungsansatz ergibt sich bei einem Viehbesatz von weniger als 1 GV/ha kein N-Überschuss. Dies erschien unterschätzt; auf der Basis von Messungen der ARAA zu Nitratgehalten im Sickerwasser im Elsass ergeben sich N-Austräge von 2 – 6 kg N/ha unter Mähweide (VAN DIJK, pers. Mitteilung). Dies deckt sich auch mit Einschätzungen auf der deutschen Seite, die bei Konzentrationen von 10 mg NO₃/l im Sickerwasser unter Grünland liegen (LUBW 2005a). Deshalb wurde bei den Grünlandrastern mit einem errechneten N-Saldo = 0 ein unvermeidbarer Verlust von 4 kg N/ha angesetzt.

5 Quantifizierung regionaler N-Umsetzungsprozesse anhand der N-MASSENBILANZ

5.1 Einführung

Als Hintergrund für die Entwicklung des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ diente der im Rahmen des grenzüberschreitenden ITADA-Projektes „Berechnungsverfahren Agrarökologische Indikatoren“ entwickelte Ansatz zur Abschätzung des Nitratauswaschungsrisikos (BOCKSTALLER & GIRARDIN 2000). Mit diesem wird versucht, das Auswaschungsrisiko über Winter abzuschätzen, indem die im Verlauf des Anbaus auftretenden gasförmigen und gelösten N-Verluste anhand von Kennzahlen quantifiziert werden. Dies ermöglicht verschiedene Produktionssysteme hinsichtlich der ökologischen Belastung zu bewerten und Landwirten Handlungsoptionen aufzuzeigen. BILLEN ET AL. (2002) haben diesen Ansatz aufgegriffen und modifiziert. Die für den Einsatz auf Schlagebene entwickelten Ansätze werden in der vorliegenden Arbeit in etwas modifizierter Form flächenhaft angewendet. Der hierzu entwickelte Berechnungsansatz N-MASSENBILANZ wurde beispielhaft für je eine Gemeinde mit getreidebetonter bzw. körnermaisbetonter Fruchtfolge sowie jeweils mit und ohne Zwischenfruchtanbau umgesetzt. Das excelbasierte Berechnungsprogramm „N-MASSENBILANZ“ ist am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim auf einer CD erhältlich. Im Folgenden angeführt Querverweise der Art „CD T1“ beziehen sich auf diese CD mit den Tabellenblättern T1 bis T8.

5.2 Bilanzierungsansatz

Der Bilanzierungszeitraum der N-MASSENBILANZ reicht von Vegetationsbeginn bis Vegetationsbeginn. Die Bilanzierung der kulturspezifischen N-Umsetzungsprozesse erfolgt für den Vegetationszeitraum und die anschließende Herbst-Winterperiode. Somit wird eine nach der Ernte der Hauptfrucht (= Herbst-Winter-Zeitraum) stattfindende N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf) oder durch Winterungen (ANwint) der Hauptfrucht als N-austragsmindernde Wirkung zugeordnet (Tab. 36). Die N-Aufnahme durch Winterungen (ANwint) stellt den Anteil der N-Bindung in der Restpflanze der Folgekultur dar, der noch im Herbst-Winter-Zeitraum gebunden wird. Ngrün ist die im Erntejahr in der Restpflanze gebundene N-Menge. Der Hauptfrucht ist die N-Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf) und aus Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf) als zusätzliche N-Quellen zuzuordnen. Sofern der Boden im Gleichgewichtszustand ist, beträgt der Wert für das

Bilanzglied Nachlieferung aus dem Boden (NNBo) Null; sofern eine An- oder Abreicherung des N-Vorrats im Boden angenommen wird (z. B. Moorböden, langjährig organisch gedüngte Böden, Rohhumusböden), ist ein entsprechender Wert zu berücksichtigen (GL 22).

Für die Quantifizierung der Bilanzglieder NNvorf, NNzwf und ANwint ist die Abschätzung der Fruchtfolge erforderlich. Sie erfolgt auf vereinfachte Weise, indem die Folgebewirtschaftung als Prozent-Anteil der Kategorien (I) Winterungen, (II) frühe Sommerungen, (III) späte Sommerungen und (IV) sonstige Sommerungen abgeschätzt wird (siehe Anhang T 3 und CD T1). Bei der Abschätzung wird angenommen, dass sich die Kulturartenverteilung nicht ändert. Zur Plausibilisierung der Abschätzung ist der Anbauumfang des Anbaujahres für die oben genannten Kategorien I bis IV (Winterungen, Mais, Rüben und sonstige Sommerungen) mit dem Anbauumfang dieser Kulturgruppen im Folgejahr abzugleichen. Dieser wird im Excelprogramm N-MASSENBILANZ automatisch bei Eintragung der Fruchtfolgeanteile berechnet. Die Abschätzung wird als plausibel betrachtet, wenn der Anbauumfang für die einzelnen Kategorien dem des Vorjahres entspricht. Der abgeschätzte Anbauumfang für die Kategorie (I) Winterung wird entsprechend dem Verhältnis im Vorjahr auf die Kulturen Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste und Winterraps aufgeteilt. Analoges gilt für die Kategorien II bis IV.

Tab. 36: Bilanzglieder der N-MASSENBILANZ Ackerbau.

Input + Mobilisierung		Output + Immobilisierung	
Mineraldünger	DNmin	N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt	Nernte
N-Fixierung durch Leguminosen	Nfix	N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze im Erntejahr*	Ngrün*
Wirtschaftsdünger (im Anwendungsjahr verfügbarer N und N aus organischem Anteil des Wirtschaftsdüngers der Vorjahre)	DNorg	N-Aufnahme durch Winterungen im Herbst-Winter-Zeitraum	ANwint
Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum	DNgrün	N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte	ANzwf
Nachlieferung aus dem Boden	NNBo	Denitrifikation in der Bodenzone	Ndenitr
N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht	NNvorf		
N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten im Vorjahr	NNzwf		
Atmosphärische N-Deposition	Natm		

* bei Winterungen bereits im Vorjahr aufgenommene N-Menge Ngrün(He)

$$N\text{-Saldo(MASSENBILANZ)} = DN_{min} + N_{fix} + DN_{org} + DN_{grün} + NN_{Bo} + NN_{vorf} + NN_{zwf} + Natm - Nernte - N_{grün} + N_{grün(He)} - AN_{zwf} - AN_{wint} - N_{denitr} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 22}$$

hierbei:

$N_{grün(He)}$ = bei Winterungen bereits im Vorjahr aufgenommene N-Menge

5.3 Bilanzglieder und Datengrundlagen

Bilanzglied „N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf)“

Die Reduzierung des N-Auswaschungspotentials einer Hauptfrucht durch die N-Aufnahme nachfolgender Zwischenfrüchten (ANzwf) wird wie folgt berechnet: Auf der Grundlage von Angaben zum Anbauumfang von Zwischenfrüchten nach verschiedenen Kulturen und der N-Aufnahme der Zwischenfrüchte im Herbst-Winter (ANzwf_kult) wird ein Abschlag bezogen auf den Anbauumfang der Hauptfrucht berechnet (GL 23).

$$AN_{zwf} = \frac{AN_{zwf_kult} * F_grün_proz}{100} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 23}$$

hierbei:

AN_{zwf} = Abschlag auf den N-Saldo der Hauptfrucht [kg N/ha]

AN_{zwf_kult} = kulturartsspezifische N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte [kg N/ha]

$F_grün_proz$ = Flächenanteil der Zwischenfrucht an der Fläche der Hauptfrucht [%]

Für die kulturartsspezifische N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte im Herbst-Winter-Zeitraum (ANzwf_kult) werden in Abhängigkeit vom Aussattermin verschiedene Werte angegeben (BOCKSTALER & GIRARDIN 2000). Auf dieser Grundlage wurden unter Berücksichtigung der regionaltypischen Bewirtschaftung im Oberrheingraben zur Berechnung der Beispielgemeinden Auggen und Weisweil die in Tab. 37 angegebenen Werte angesetzt. Dabei wurden mögliche N-Mineralisierungsprozesse im Herbst-Winter bereits berücksichtigt. Für die N-Aufnahme der Zwischenfrüchte nach Kartoffeln wurde mit 75 kg N/ha ein etwas höherer Wert angesetzt, da davon ausgegangen wurde, dass es sich um Frühkartoffeln handelt, nach denen sich häufig sehr mastige Begrünungsbestände entwickeln (siehe CD T2).

Tab. 37: N-Aufnahme und Anbauumfang von Zwischenfrüchten nach verschiedenen Hauptfrüchten für die Gemeinden Auggen und Weisweil.

Hauptfrucht 2000	WW	WR	WG	SG	SM	K
Kulturartsspez. N-Aufnahme der nachfolgenden Zwischenfrucht (ANzwf_kult) [kg N/ha]	50	50	50	50	50	75
Flächenanteil der Zwischenfrucht an der Fläche der Hauptfrucht (F_grün_proz) [%]	56	20	20	54	13	64

Bilanzglied „N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf)“

Die von den Zwischenfrüchten aufgenommene N-Menge soll den Folgekulturen als N-Nachlieferung aus den Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf) zur Verfügung stehen. Entsprechend wird die jeweils nach verschiedenen Hauptfrüchten (z. B. W-Weizen, Kartoffel) von Zwischenfrüchten aufgenommene N-Menge den Folgekulturen angerechnet.

Die für die einzelnen Folgekulturen aus der Mineralisierung von Zwischenfrüchten zur Verfügung stehende N-Menge berechnet sich gemäß GL 24 aus der kulturart- und gebiets-spezifisch aufgenommenen N-Menge (ANzwf_geb) und dem Flächenanteil der Folgekultur an der Fläche der Hauptfrucht mit nachfolgendem Zwischenfruchtanbau (F_grün_proz). Die Summe der pro Kultur mineralisierten N-Menge bezogen auf die Anbaufläche dieser Kultur im Folgejahr (Fj) ergibt das Bilanzglied NNzwf in kg N/ha (GL 25). Letztlich wird die N-Menge, die im Vorjahr in den Zwischenfrüchten fixiert wurde, im Folgejahr wieder vollständig mineralisiert (siehe CD T4).

$$NNzwf_geb = ANzwf_geb * F_grün_proz \quad \text{kg N} \quad \text{GL 24}$$

$$NNzwf = \sum \frac{NNzwf_geb}{Fj} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 25}$$

hierbei:

NNzwf_geb = Folgekultur- und gebietsbezogene Mineralisierung aus der Zwischenfrucht des Vorjahres [kg N]

ANzwf_geb = Kulturart- und gebietspezifische N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte [kg N]

F_grün_proz = Flächenanteil der Folgefrucht an der Fläche der Hauptfrucht mit nachfolgendem Zwischenfruchtanbau [%]

Fj = Kulturart- und gebietsbezogene Anbaufläche im Folgejahr [ha]

NNzwf = Summe der folgekulturbezogenen Mineralisierung aus der Zwischenfrucht des Vorjahres [kg N/ha]

Bilanzglied „N-Aufnahme durch Winterungen (ANwint)“

Für die Berechnung des Bilanzgliedes N-Aufnahme durch Winterungen (ANwint) ist zunächst anhand der Folgefruchtabschätzung (Anhang T3) der Flächenumfang nachfolgender Winterungen (Kategorie I) zu ermitteln. Dieser Flächenanteil Winterungen wird unter Wahrung der Verhältnisse aus dem Vorjahr in die verschiedenen Kulturarten W-Weizen, W-Gerste, W-Roggen und W-Raps differenziert. Anhand des Flächenumfangs der nachfolgenden Winterungen und deren spezifischer N-Aufnahme (ANwint_kult) wird die pro Hauptfrucht aufgenommene N-Menge ermittelt. Bezogen auf die Anbaufläche der Hauptfrucht ergibt sich nach GL 26 der Abschlag auf den N-Saldo der Hauptfrucht durch

die N-Aufnahme von Winterungen (ANwint) in kg N/ha (siehe auch CD T5). Für die N-Aufnahme durch Winterungen im Herbst-Winter-Zeitraum werden nach BOCKSTALER ET AL. (2000) in Abhängigkeit vom Aussattermin und Kultur verschiedene Werte angegeben. Für die in der klimatisch begünstigten Region der Rheinebene gelegenen Gemeinden Auggen und Weisweil wurden folgende Werte angesetzt:

- W-Weizen: 15 kg N/ha
- W-Roggen, W-Gerste: 30 kg N/ha
- W-Raps: 50 kg N/ha

Sie liegen tendenziell etwas höher als die von LORENZ (1993, ANHANG IV) angesetzten Werte.

$$AN_{wint} = \frac{\sum (AN_{wint_kult} * F_{j_kult})}{F} \quad \text{kg N/ha GL 26}$$

hierbei:

AN_{wint_kult} = kulturartspezifische N-Aufnahme von Winterungen [kg N/ha]

F = Anbaufläche der Hauptfrucht [ha]

F_{j_kult} = Anbaufläche der pro Hauptfrucht nachfolgenden Winterungen [ha]

AN_{wint} = kulturartspez. N-Aufnahme für nachfolgende Winterungen [kg N/ha]

Bilanzglied „N-Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf)“

Für die N-Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf) wird die in der Restpflanze (inkl. Wurzelmasse) immobilisierte N-Menge (Ngrün) abzüglich des noch im Herbst-Winter-Zeitraum mineralisierten Anteils (DNgrün) angesetzt. Sie stellt die N-Menge dar, die den Folgekulturen zur Verfügung steht. Für die Beispieldatensätze Auggen und Weisweil wurden die in Tab. 38 angegebenen Mineralisierungsanteile angesetzt. Sie führen im Beispiel Auggen zu mineralisierten N-Mengen im Herbst-Winter-Zeitraum in Höhe von 44 kg N/ha für Raps, 36 kg N/ha für Kartoffeln, 24 kg N/ha für Z-Rüben, 16 kg N/ha für Silomais, 15 kg N/ha bei Brache, 8 kg N/ha bei K-Mais und bei Getreide zu einer N-Immobilisierung von etwa 15 kg N/ha (siehe auch CD T4). Die Werte für Z-Rüben, Kartoffeln liegen in der Größenordnung der von BOCKSTALLER & GIRARDIN (2000) angegebenen N-Freisetzung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum. Für Raps und Silomais sind die Werte etwas höher, was aber im Vergleich zu den Herbst-Nmin-Werten der SchALVO-Herbstkontrollaktion und der SchALVO-Vergleichsflächen plausibel erscheint (LTZ 2008b, c). Auf den Vergleichsflächen werden häufig nach der Ernte des W-Raps insbesondere bei tiefer Bodenbearbeitung (Pflug) Anstiege im Nmin-Gehalt des Bodens in der Größenordnung von 40 kg N/ha festgestellt. Bei Silomais kommt es ebenfalls häufig noch zu deutlichen Mineralisierungseffekten; bei K-Mais aufgrund der späten Ernte

allerdings kaum noch. Für Vergleichsflächen auf denen nach der Ernte das Getreidestroh verbleibt, werden im Oktober häufig um 15 bis 20 kg N/ha geringere N_{min}-Werte ermittelt als bei Flächen mit Strohabfuhr. Somit scheinen die für das Erntejahr ($M_{DNgrün}$) angesetzten Mineralisierungsraten (Tab. 38) plausible Werte bei der Berechnung der N-MASSENBILANZ zu liefern.

Tab. 38: Anteile der N-Mineralisierung aus der Restpflanze ($N_{grün}$) im Herbst-Winter-Zeitraum ($M_{DNgrün}$) und im Folgejahr (M_{NNvorf}) [%].

Hauptfrucht	Mineralisierung im Erntejahr ($M_{DNgrün}$) [%]	Mineralisierung im Folgejahr (M_{NNvorf}) [%]
Getreide (WW, WR, WG, SG)	- 30	130
K-Mais	10	90
Z-Rüben	20	80
Brache	30	70
Silomais, Kartoffeln	80	20

Die N-Menge, die im Folgejahr als Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf) zur Verfügung steht, berechnet sich gemäß GL 27 für die verschiedenen Kulturen anhand der in der Restpflanze immobilisierten N-Menge ($N_{grün}$), der Mineralisierungsrate (M_{NNvorf}) und dem Flächenanteil der Folgefrucht an der Fläche der Hauptfrucht mit N-Mineralisierung aus Ernteresten. Die Summe der pro Kultur aus Ernteresten mineralisierten N-Menge ($NNvorf_{geb}$) bezogen auf die Anbaufläche dieser Kultur im Folgejahr (Fj) ergibt das Bilanzglied NNvorf in kg N/ha (GL 29).

$$NN_{\text{vorf_geb}} = DN_{\text{grün_F_geb}} * F_{\text{grün_proz}} \quad \text{kg N} \quad \text{GL 27}$$

$$DN_{\text{grün_F_geb}} = \frac{N_{\text{grün}} * M_{\text{NNvorf}} * F}{100} \quad \text{kg N} \quad \text{GL 28}$$

$$NN_{\text{vorf}} = \sum \frac{NN_{\text{vorf_geb}}}{F_j} \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 29}$$

hierbei:

$NN_{\text{vorf_geb}}$ = Folgekultur- und gebietsbezogene Mineralisierung aus den Ernteresten der Vorfrucht [kg N]

$DN_{\text{grün_F_geb}}$ = im Folgejahr kultur- und gebietsbezogen mineralisierte N-Menge aus Ernteresten [kg N]

$F_{\text{grün_proz}}$ = Flächenanteil der Folgefrucht an der Fläche der Hauptfrucht mit N-Mineralisierung aus Ernteresten [%]

$N_{\text{grün}}$ = Immobilisierung in der Restpflanze [kg/ha]

M_{NNvorf} = Anteil von $N_{\text{grün}}$, der im Folgejahr mineralisiert [%]

F = Anbaufläche der Hauptfrüchte [ha]

F_j = Anbaufläche der Folgefrüchte [ha]

NN_{vorf} = Kulturartspezifische N-Nachlieferung aus Ernteresten des Vorjahres [kg N/ha]

6 Ergebnisse

6.1 Flächenhafte N-Austragsmodellierung mit STOFFBILANZ

6.1.1 Kulturspezifische N-Salden

Die in Abb. 17 als Boxplots dargestellten kulturspezifischen N-Salden verdeutlichen, dass die unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen (Bewirtschaftungsregionen) und unterschiedlichen Bodeneigenschaften im inneren Projektgebiet zu einer hohen Variabilität des N-Saldos führen. Für Kartoffeln werden mit einem Mittelwert von 97 kg N/ha die höchsten N-Salden berechnet, wozu insbesondere die relativ hohe N-Mineralisierung der Erntereste (50 kg N/ha) und des Bodens (66 kg N/ha) beitragen (Anhang T 2). Die relativ hohen Werte ergaben sich, da angenommen wurde, dass es sich in der Rheinebene vorwiegend um Frühkartoffeln handelt mit entsprechend früher Krauteinarbeitung, verbunden mit intensiver Bodenbearbeitung beim Roden der Kartoffeln (vgl. Kap. 4.6.6.6). Körnerleguminosen, Raps, Körnermais und Tabak der Sorten Burley und Geudertheimer zeigen ebenfalls hohe N-Salden.

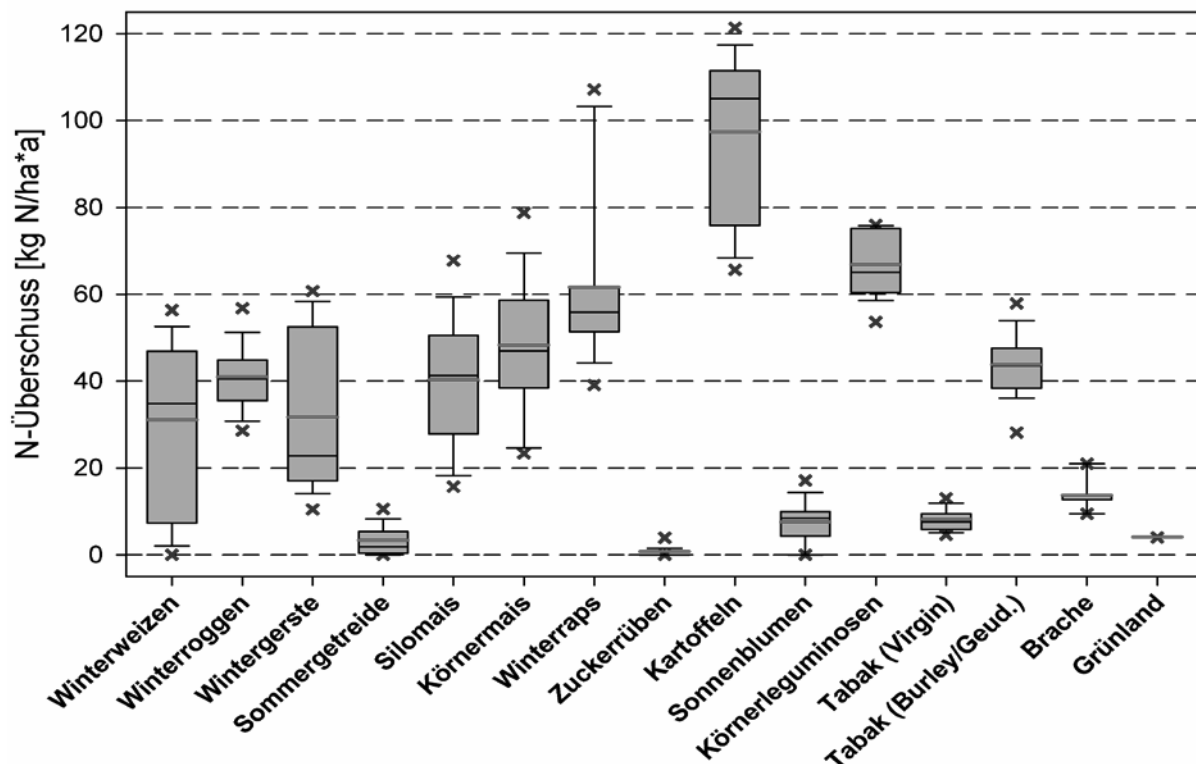


Abb. 17: Box-Whisker-Plot für die kulturspezifischen N-Salden im inneren Projektgebiet [kg N/ha].
 Box (= Interquartilsabstand (IQR) $Q_{.75}-Q_{.25}$); Whisker (= $1,5 \times IQR$); x (=10. bzw. 90. Perzentil);
 rote Linie (= Mittelwert); schwarze Linie (= Median); (GRIMM-STRELE ET AL. 2008).

Die geringsten N-Salden ergeben sich für Sommergetreide, Zuckerrüben, Sonnenblumen, Tabak der Sorte Virgin, Brache und Grünland. Das Sommergetreide wird durch die Kulturarten Sommergerste und Hafer repräsentiert, wobei auf deutscher Seite überwiegend Sommergerste und auf französischer Seite überwiegend Hafer angebaut werden. Entsprechend unterscheiden sich die auf deutscher und französischer Seite eingesetzten Bewirtschaftungsdaten (Anhang T 2). Auf deutscher Seite ist z. B. eine N-Immobilisierung von 13 kg N/ha berücksichtigt, da das Stroh überwiegend (63 %) auf dem Feld verbleibt. Auf französischer Seite sind dies nur 5 % (vgl. Tab. 34). Insgesamt wird das Sommergetreide aber eher verhalten gedüngt und auch die Mineralisierung des Bodens ist mit Werten zwischen 34 und 38 kg N/ha eher gering.

Für Zuckerrüben ergibt sich rechnerisch ein negativer N-Saldo, der auf 1 kg N/ha gesetzt wurde, um bei der flächengewichteten Berechnung des N-Saldo der Ackerfläche nicht positive N-Salden mit negativen zu verrechnen. Die negativen N-Salden resultieren v. a. aus den sehr hohen Werten für die N-Bindung in der Restpflanze (167 kg N/ha), die durch die N-Mineralisierung des Bodens und der Erntereste in Höhe von 80 kg N/ha bzw. 30 kg N/ha nicht ausgeglichen werden kann. Sonnenblumen werden zum einen relativ gering gedüngt, zum anderen übersteigt auch hier die in der Restpflanze immobilisierte N-Menge die aus dem Boden mineralisierte Menge. Tabak der Sorte Virgin wird nicht gedüngt; lediglich der aus organischer Düngung der Vorjahre nachgelieferte Stickstoff wird berücksichtigt. Bei Brache wurde von einer überwiegend mehrjährigen Stilllegung ausgegangen und deshalb auch keine Nachlieferung aus organischer Düngung der Vorjahre berücksichtigt. Der N-Saldo ergibt sich aus der Mineralisierung der Brachebegrünung, die mit 15 kg N/ha angesetzt wurde. Für Grünland berechnet sich aufgrund der geringen Viehdichte nur selten ein positiver N-Saldo, deshalb wurden die negativen N-Salden auf einen Mindestaustrag von 4 kg N/ha gesetzt (siehe Kap. 4.6.8).

Die N-Salden für Gemüse, Spargel, Erdbeeren und Weinbau sind nicht dargestellt, da sie nicht in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften berechnet wurden und somit auch keine Variabilität zeigen. Sie liegen für Gemüse bei 37 kg N/ha, für Spargel bei 26 kg N/ha, für Erdbeeren bei 35 kg N/ha und für Weinbau bei 22 kg N/ha (D) bzw. 20 kg N/ha (F).

6.1.2 Bilanzglieder und N-Saldo Ackerbau

Für die in Abb. 18 dargestellten N-Salden Ackerbau wurden die kulturspezifischen N-Salden gemäß der Kulturartenverteilung der Gemeinden/Cantone flächengewichtet. Die N-Salden variieren für das Modellierungsjahr 2000 für die insgesamt 135 Gemeinden mit Flächenanteilen im inneren Projektgebiet zwischen 22 kg N/ha in der Gemeinde Selestat und 70 kg N/ha in der Gemeinde Muggensturm.

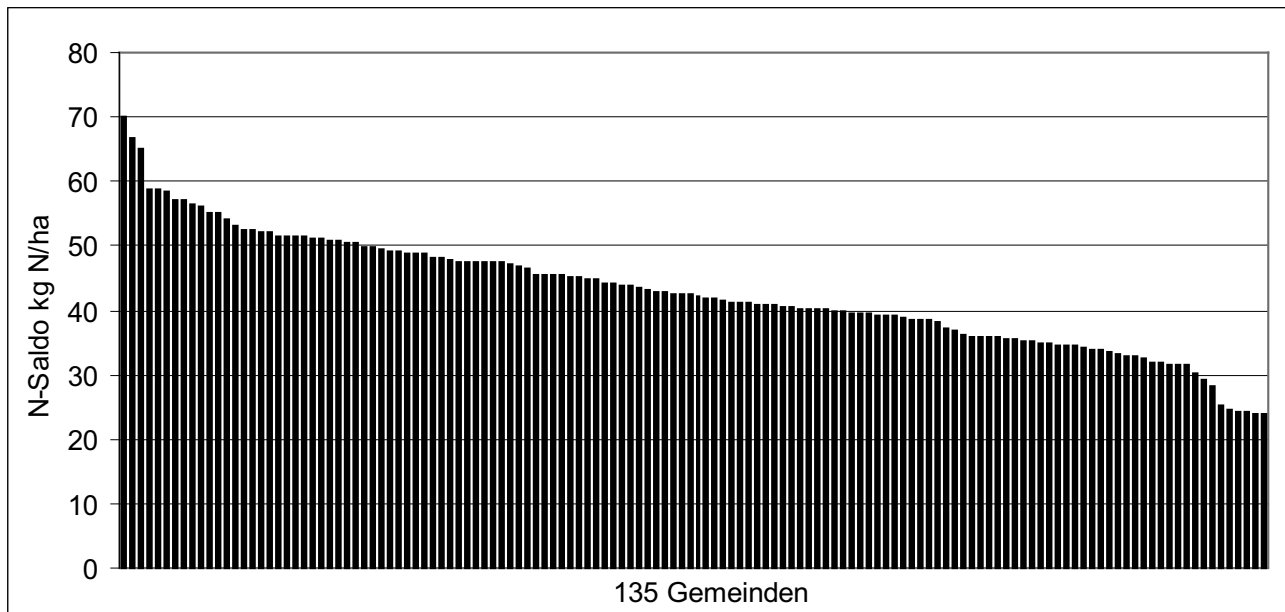


Abb. 18: Variabilität des N-Saldos für die ackerbaulich genutzte Fläche der 135 Gemeinden mit Flächenanteilen im inneren Projektgebiet [kg N/ha]; Modellierungszeitpunkt 2000.

Anhand der kulturspezifischen Düngemengen und dem Anbauumfang der Ackerbaukulturen berechnet sich für das **innere Projektgebiet** und das Jahr 2000 ein Mineraldüngeraufwand von 155 kg N/ha auf französischer Seite, 136 kg N/ha auf deutscher und 128 kg N/ha auf schweizerischer Seite (Abb. 19). Für 1990 ergibt sich für die deutsche und schweizerische Seite ein etwas geringerer Mineraldüngeraufwand. Die N-Zufuhr über organische Düngung war für das deutsche und schweizerische Teilgebiet rückläufig und liegt für das Jahr 2000 bei 13 kg N/ha (F) bzw. 12 kg N/ha (D). Der Betrag für die N-Mineralisierung aus Ernteresten ist relativ gering, da für das auf dem Feld verbleibende Getreidestroh negative Werte (Immobilisierung) mit verrechnet wurden. Das Bilanzglied Mineralisierung des Bodens steigt von 1980 zu 1990 bzw. 2000 an (Ausnahme: Schweiz 2000). Wesentliche Ursache ist die Zunahme des Anbauumfangs an K-Mais bei rückläufigem Anbau von W-Weizen. Dies sowie deutliche Ertragssteigerungen führen auch zu einer deutlichen Zunahme der N-Abfuhr und der N-Immobilisierung in der Restpflanze. Insgesamt ergibt sich in allen drei Teilgebieten ein deutlicher Rückgang der N-Salden Ackerbau

zum Modellierungszeitpunkt 2000 auf 37 kg N/ha auf französischer Seite des iPG, 42 kg N/ha auf deutscher Seite und 65 kg N/ha auf schweizerischer Seite.

Für das **äußere Projektgebiet** steigt der Mineraldüngeraufwand von 1980 auf 2000 etwas an und liegt für 2000 bei 141 kg N/ha auf französischer Seite und 144 kg N/ha auf deutscher Seite (Abb. 20). Insgesamt ist auf französischer Seite der Mineraldüngeraufwand im äußeren Projektgebiet etwas niedriger als im inneren Projektgebiet, während sich auf deutscher und schweizerischer Seite kaum Unterschiede ergeben. Die N-Zufuhr über organische Düngung hat sich für das französische und deutsche Teilgebiet verringert und liegt für das Jahr 2000 bei 24 kg N/ha (F) bzw. 20 kg N/ha (D) und damit etwas höher als im inneren Projektgebiet. Für die Mineralisierung des Bodens ergeben sich von 1980 zu 2000 steigende Werte. Ursache ist auch hier die Änderung der Anbauverhältnisse: Zunahme von K-Mais bei Abnahme von W-Weizen. Dies sowie deutliche Ertragssteigerungen führen auch zu einer deutlichen Zunahme der N-Abfuhr und der N-Immobilisierung in der Restpflanze. Insgesamt ergibt sich auch im äußeren Projektgebiet in allen drei Teilgebieten ein deutlicher Rückgang der N-Salden Ackerbau zum Modellierungszeitpunkt 2000. Auf französischer Seite reduziert sich der N-Saldo von 94 kg N/ha (1980) auf 51 kg N/ha (2000) und auf deutscher Seite von 96 kg N/ha (1980) auf 45 kg N/ha (2000). Im Vergleich zum inneren Projektgebiet (D = 42 kg N/ha und F = 37 kg N/ha) ist insbesondere für die französische Seite der N-Saldo im äußeren Projektgebiet etwas höher.

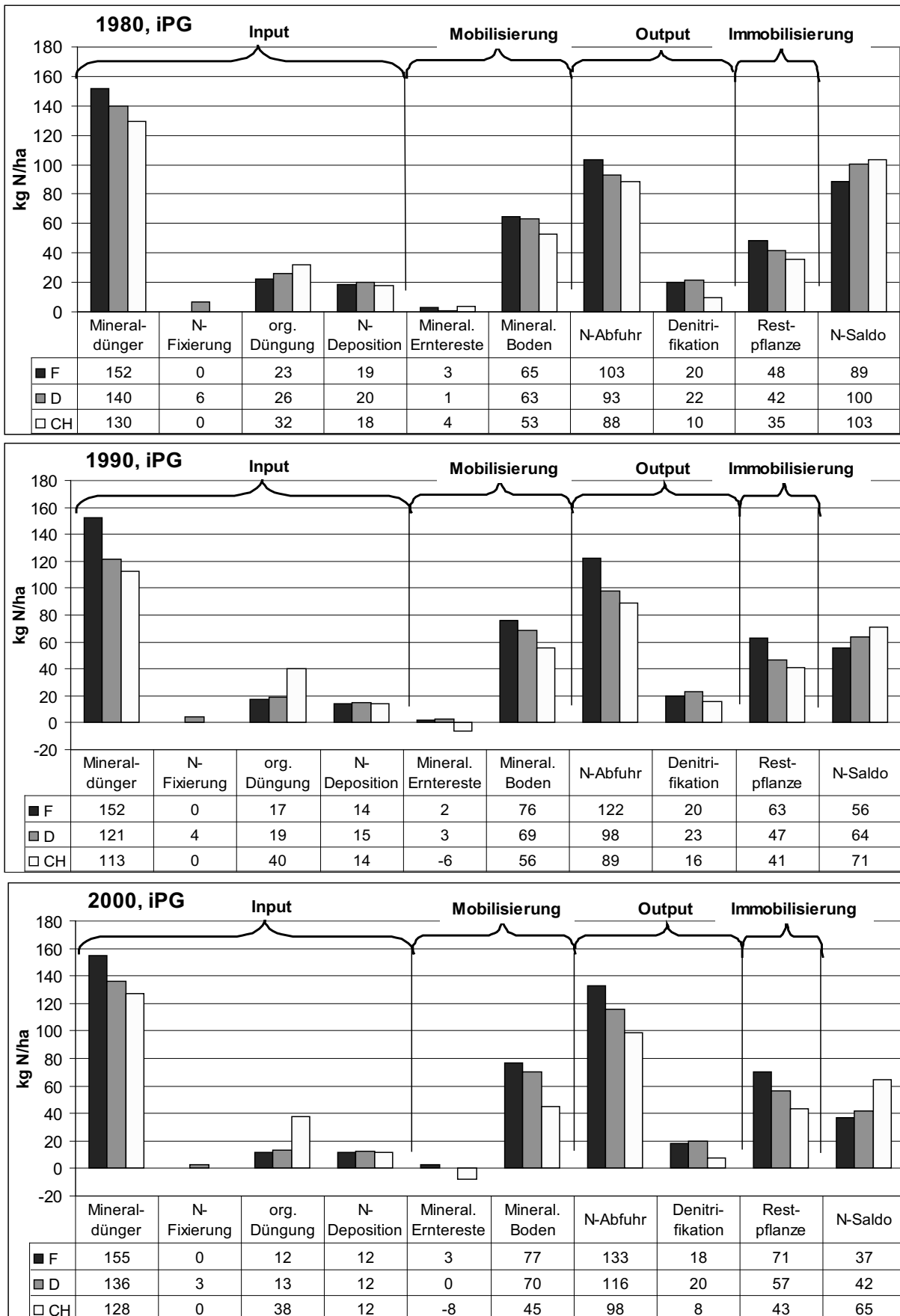


Abb. 19: Bilanzglieder für den Ackerbau im **inneren** Projektgebiet (iPG) auf französischer, deutscher und schweizerischer Seite [kg N/ha]; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000.

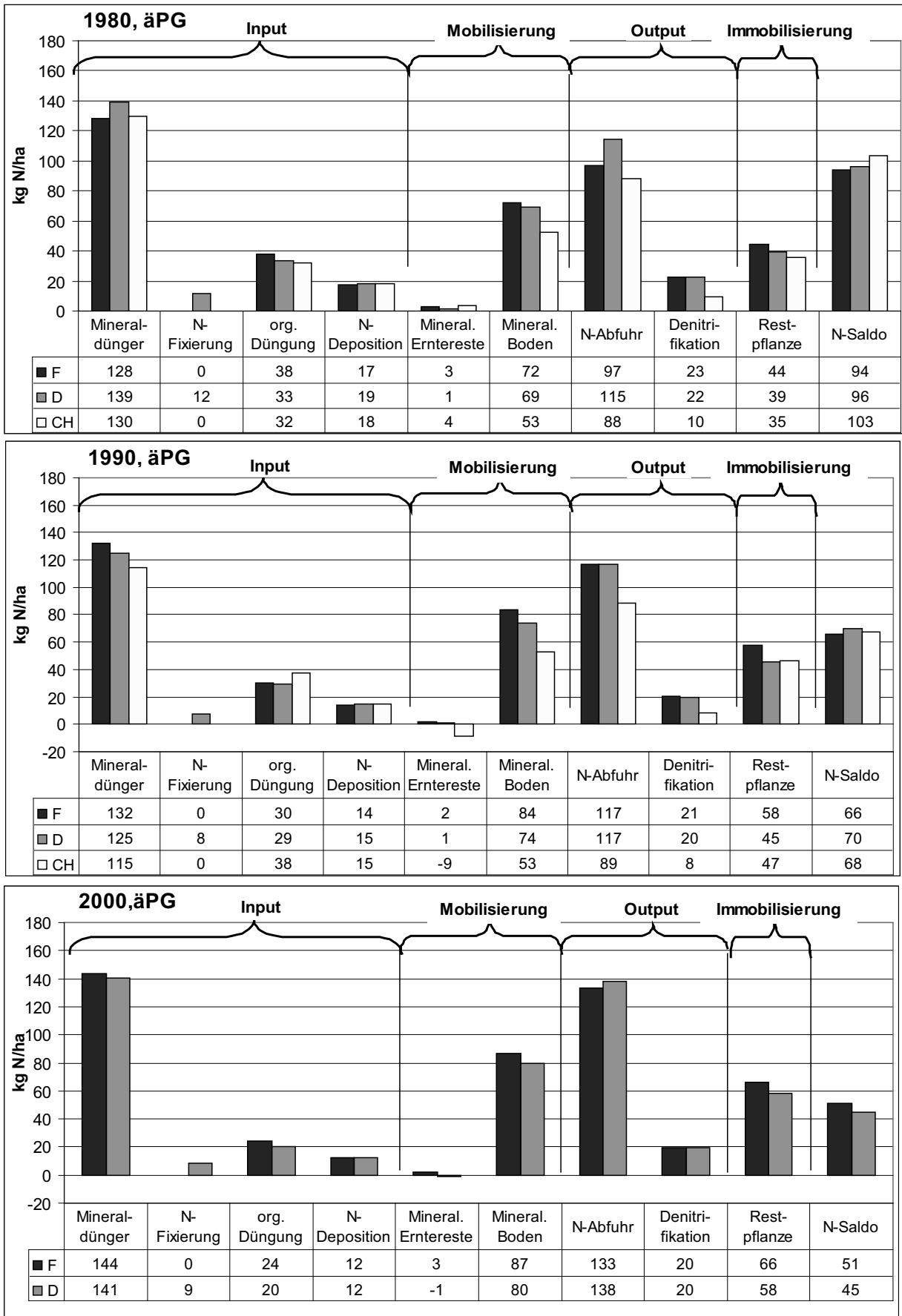


Abb. 20: Bilanzglieder für den Ackerbau im **äußeren** Projektgebiet (äPG) auf französischer, deutscher und schweizerischer Seite [kg N/ha]; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000. Für das Jahr 2000 wurde auf schweizerischer Seite keine Ackerfläche ausgewiesen.

6.1.3 Flächendeckender N-Austrag

Für die landwirtschaftlichen Nutzungen ergibt sich der flächendeckende N-Austrag durch Übertragung der anhand der agrarstatistischen Daten ermittelten N-Salden auf die entsprechenden Landnutzungsraster. Da die satellitengestützte Ackerfläche für die Jahre 1990 und 2000 auf deutscher Seite im iPG vermutlich deutlich (32 bzw. 17 %) überschätzt und der N-Saldo für Acker relativ hoch ist, würde es zu einer Überschätzung der N-Frachten kommen, die als Eintragsdaten an das Grundwassermodell weitergegeben werden. Um dies zu vermeiden, wurden die aus den agrarstatistischen Daten ermittelten N-Salden bei der Übertragung auf die Ackerbauraster um 25 % reduziert (vgl. Kap. 4.6.1).

Für das **Jahr 2000** liegen die flächendeckend ermittelten N-Salden überwiegend zwischen 5 und 50 kg N/ha (Anhang K 12). Höhere N-Salden von mehr als 50 kg N/ha treten großflächig überwiegend auf ackerbaulich genutzten Flächen im Sundgau, südlich von Colmar, nord-östlich von Strasbourg und Haguenau sowie etwas kleinräumiger nördlich von Lörrach und Offenburg auf. Auf der restlichen Ackerbau- und Weinbaufläche im iPG dominieren auf französischer Seite N-Salden zwischen 20 und 30 kg N/ha, auf deutscher Seite N-Salden zwischen 30 und 50 kg N/ha.

Für das **Jahr 1990** ist das Muster der Belastung insgesamt ähnlich, allerdings sind die N-Salden insgesamt deutlich höher (Anhang K 13). Auf deutscher Seite liegen die N-Salden flächendeckend zwischen 50 und 75 kg N/ha. Auch die N-Salden für Weinbau liegen in dieser Höhe (z. B. Kaiserstuhl, elsässische Vorbergzone). Auf französischer Seite ist das N-Austragsmuster aufgrund der Unterscheidung mehrerer Bewirtschaftungsregionen stärker differenziert.

Für das **Jahr 1980** beschränkt sich die Belastung stärker auf den südlichen Teil des Projektgebietes. Dort werden fast flächendeckend hohe N-Salden von deutlich mehr als 75 kg N/ha teilweise auch mehr als 100 kg N/ha berechnet (Anhang K 14). Letzteres betrifft insbesondere die Weinanbaugebiete (vgl. Anhang K 5), aber auch Ackerbauflächen auf deutscher Seite (südlich und nördlich des Kaiserstuhls) sowie auf französischer Seite (Sundgau, Region um Colmar). Dagegen werden für den nördlichen Teil des iPG und auch südlich von Mulhouse umfangreiche Grünlandflächen ausgewiesen, die nur geringe N-Salden aufweisen.

6.1.4 N-Salden der verschiedenen Hauptnutzungsformen

Für das **Jahr 2000** ergeben sich in allen Bilanzteilgebieten für die Hauptnutzung Acker die höchsten mittleren N-Salden mit Werten zwischen 28 kg N/ha (F, iPG) und 49 kg N/ha (CH, iPG)(Abb. 21 bis Abb. 25). Es folgt die Hauptnutzung Weinbau mit 20 kg N/ha auf französischer bzw. 22 kg N/ha auf deutsch-schweizerischer Seite und die Hauptnutzung Obstbau mit 14 kg N/ha (D). Der N-Saldo von 10 kg N/ha für Gewässer spiegelt den N-Eintrag über die atmosphärische Deposition wider, für Laub- und Nadelwald, Siedlung und Devastierung wird dieser Wert aufgrund der berücksichtigten Denitrifikation noch unterschritten. Der N-Saldo für Laubwald ist im Vergleich zum Nadelwald aufgrund der höheren Biomasseproduktion (Netto-Aufnahmerate) etwas geringer. Der N-Saldo für die Siedlungsfläche ist im Vergleich zur Devastierung etwas höher, da für die versiegelte Fläche keine Denitrifikation berücksichtigt wird.

Für das **Jahr 1990** ergibt sich für den Weinbau mit etwa 60 kg N/ha ein etwas höherer N-Saldo als für die Hauptnutzung Ackerbau mit Werten zwischen 42 (F, iPG) und 53 kg N/ha (CH, iPG). Es folgt die Hauptnutzung Obstbau mit 21 bzw. 23 kg N/ha auf deutscher Seite. Für die nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen ergibt sich die gleiche Abstufung wie für das Jahr 2000 (Gewässer > Nadelwald > Siedlung > Devastierung > Laubwald), allerdings liegen die N-Salden aufgrund des höheren atmosphärischen N-Eintrags auf etwas höherem Niveau.

Für das **Jahr 1980** hat der Weinbau auf deutscher Seite mit 175 kg N/ha den mit Abstand höchsten N-Saldo, was sich zum einen aus einer hohen Düngung, zum anderen aus der im Bilanzierungsansatz berücksichtigten Position Mineralisierung ergibt. Auch auf französischer Seite ist der N-Saldo für Weinbau am höchsten, wenn auch auf deutlich geringem Niveau (95 kg N/ha). Für den Ackerbau liegen die N-Salden in allen Teilgebieten mit Werten zwischen 67 kg N/ha (F, iPG) und 77 kg N/ha (CH, iPG) auf ähnlichem Niveau. Die N-Salden der nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen ergeben wieder die für das Jahr 1990 dargestellte Reihenfolge, wobei die Werte auf etwas höherem Niveau liegen. Die hohe atmosphärische N-Deposition in Verbindung mit Luv-Effekten am Schwarzwaldwestrand spiegeln sich in N-Salden von mehr als 20 kg N/ha bei Nadelwald für das deutsche Teilgebiet wider.

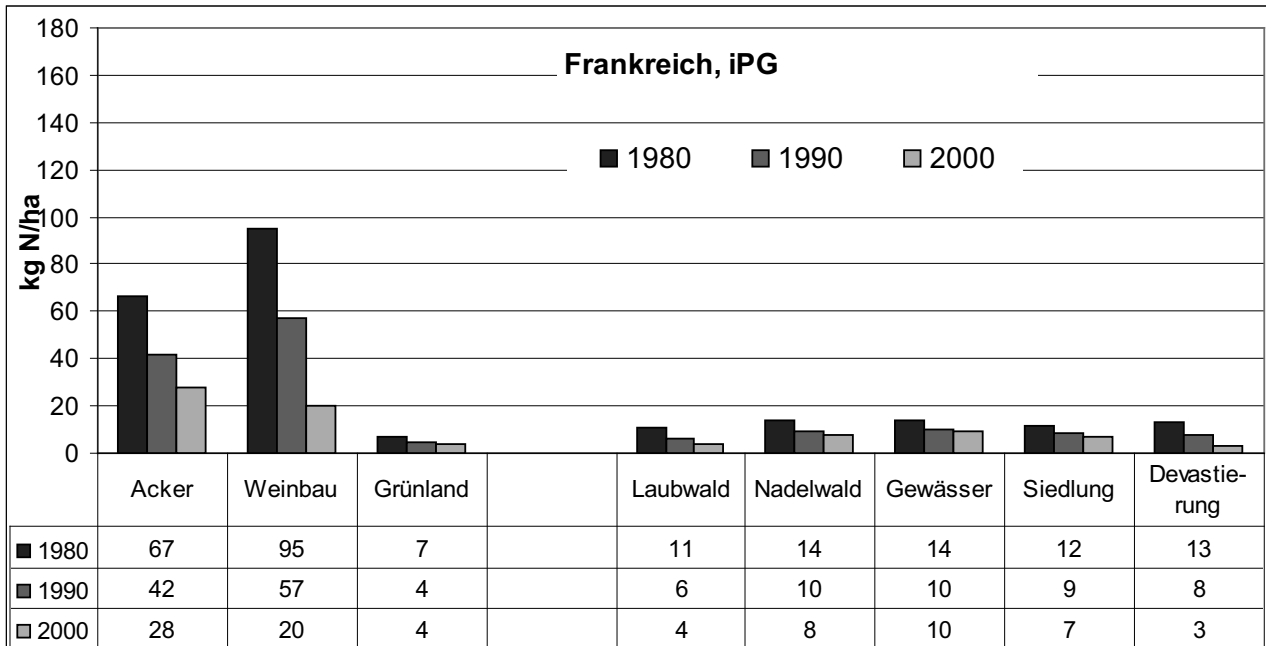


Abb. 21: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im **inneren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

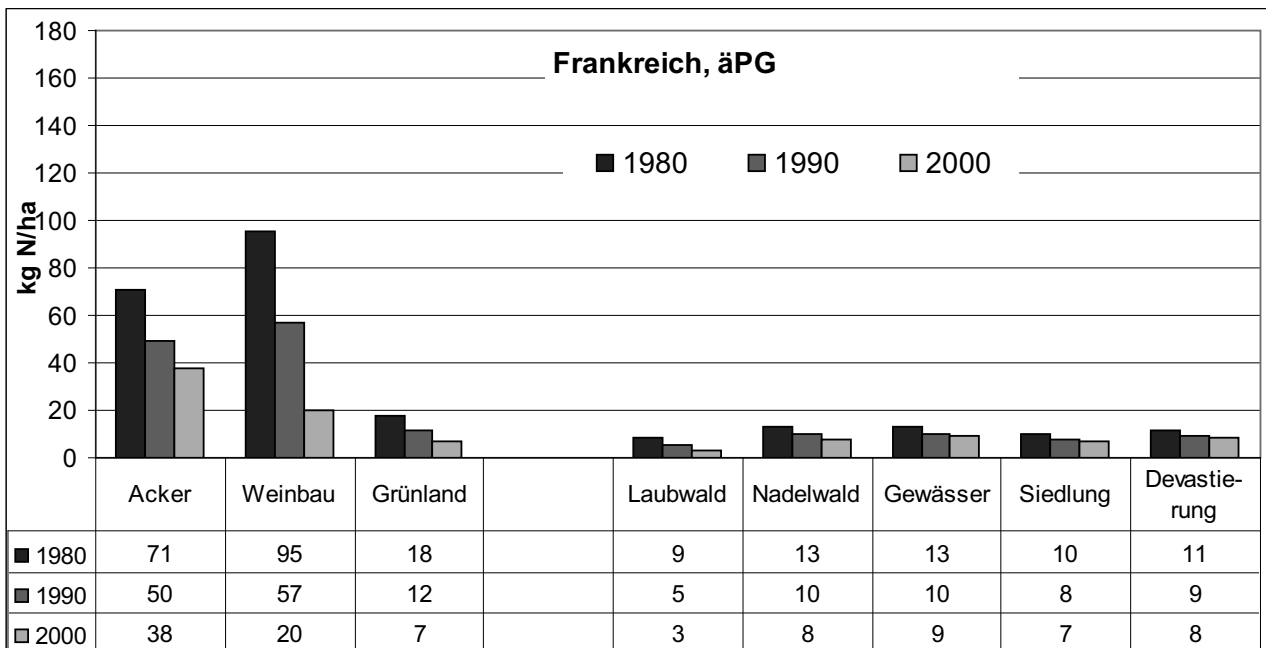


Abb. 22: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im **äußeren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

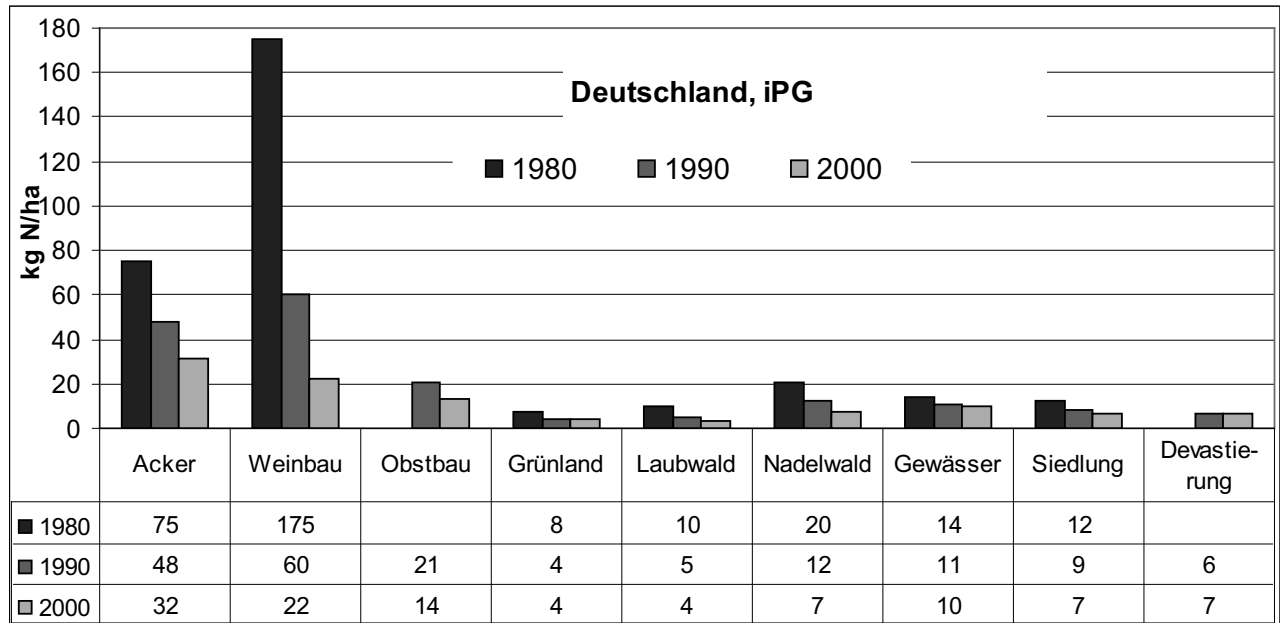


Abb. 23: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im **inneren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

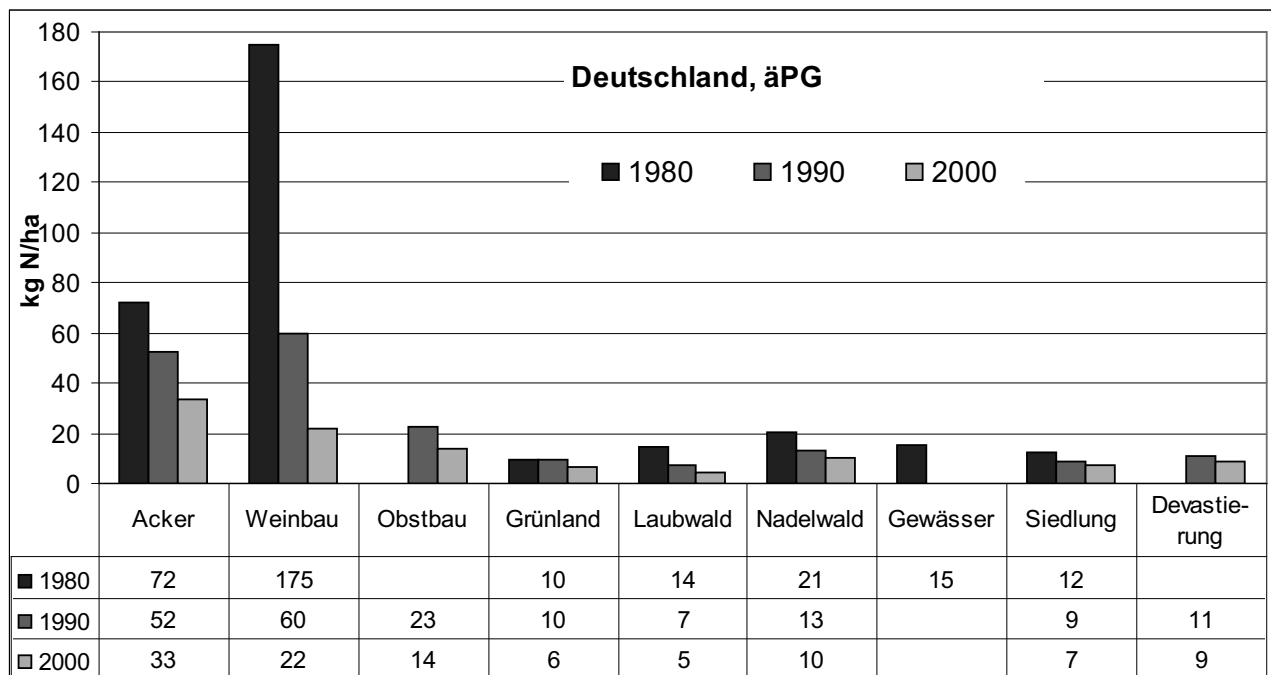


Abb. 24: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im **äußeren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

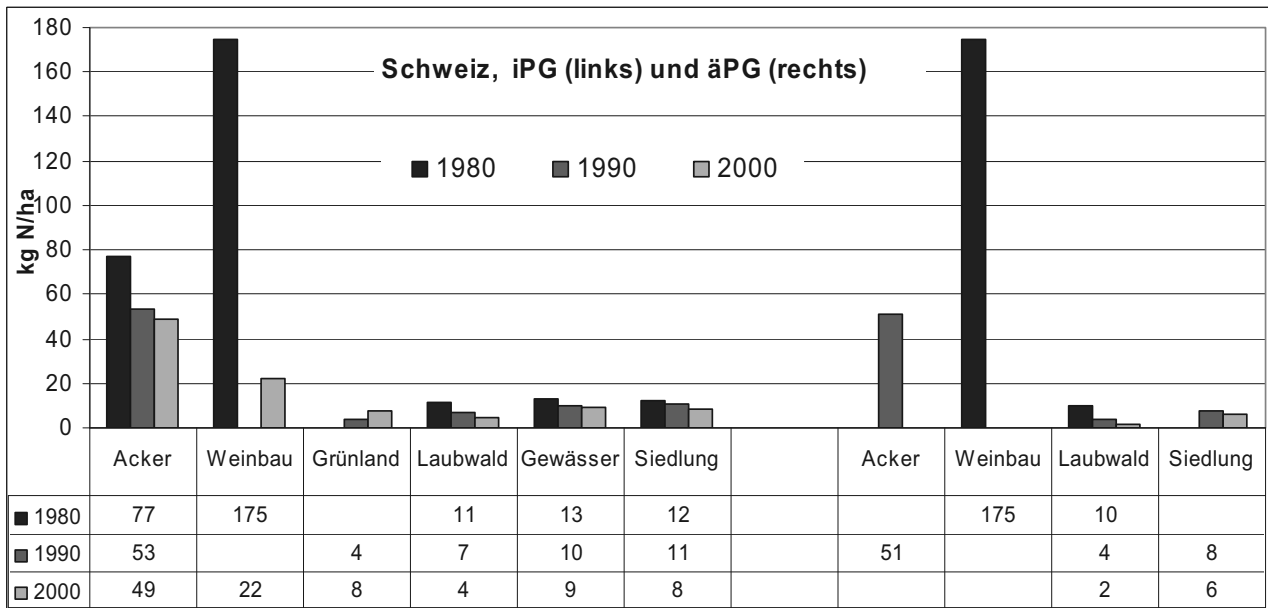


Abb. 25: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf schweizerischer Seite im **inneren** Projektgebiet (links) und **äußeren** Projektgebiet (rechts); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

6.1.5 Nitratkonzentration im Sickerwasser der Hauptnutzungsformen

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser werden auf Rasterebene anhand der N-Salden und der Sickerwassermenge gemäß GL 5 berechnet. Die Sickerwassermenge ist (i) im inneren Projektgebiet deutlich niedriger als im äußeren (vgl. Kap. 4.6.4), (ii) auf französischer Seite geringer als auf deutscher Seite (Lee- bzw. Luv-Effekte) und (iii) für die unterschiedlichen Hauptnutzungsformen verschieden, da die Evapotranspirationsverluste stark variieren (Anhang K 9). Aufgrund der hohen Variabilität der Sickerwassermenge ergibt sich für die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein anderes Belastungsmuster als für die N-Salden. Besonders deutlich wird der Einfluss der Sickerwassermenge, wenn man die Hauptnutzungsform Weinbau betrachtet.

Für das **Jahr 2000** ergibt sich für Weinbau trotz des einheitlichen N-Saldos auf deutscher Seite von 22 kg N/ha im äPG eine mittlere Nitratkonzentration von 26 mg/l, während im iPG der Wert mit 51 mg/l fast doppelt so hoch ist (Abb. 28 und Abb. 29). Auf französischer Seite berechnet sich im iPG sogar eine mittlere Konzentration von 60 mg NO₃/l, obwohl der N-Saldo nur bei 20 kg N/ha liegt (Abb. 26 und Abb. 27). Für die Hauptnutzung Acker liegt die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser zwischen 42 mg/l (D, äPG) und 79 mg/l (F, iPG) und damit geringfügig (D, iPG) bis deutlich (F, iPG) höher als für Weinbau. Die Hauptnutzung Obstbau liegt mit etwa 15 mg NO₃/l deutlich darunter und das Grünland mit Werten zwischen 3 mg NO₃/l (D, äPG) und 7 mg NO₃/l (F, iPG) auf sehr geringem Niveau. Im Vergleich dazu ergeben sich für die nichtlandwirtschaftlichen

Nutzungen Siedlung, Devastierung, Laub- und Nadelwald aufgrund der geringeren Sickerwassermengen teilweise deutlich höhere Konzentrationen.

Für das **Jahr 1990** ergeben sich für den Weinbau die höchsten mittleren Nitratkonzentrationen mit Werten zwischen 60 mg/l (D, äPG) und 158 mg/l (F, iPG), gefolgt von der Hauptnutzung Acker mit Werten zwischen 66 mg/l (D, äPG) und 118 mg/l (F, iPG). Alle anderen Nutzungen zeigen deutlich geringere Konzentrationen, wobei sich für Grünland die geringsten Werte ergeben (Ausnahme: F, äPG).

Für das **Jahr 1980** berechnen sich für den Weinbau sehr hohe mittlere Nitratkonzentrationen von 148 mg/l (D, iPG) bis 317 mg/l (D, iPG). Für die Hauptnutzung Acker liegen die Nitratkonzentrationen zwischen 95 mg/l (D, äPG) und 173 mg/l (F, iPG) bzw. 175 mg/l (CH, iPG) (Abb. 30). Für Grünland berechnen sich Nitratkonzentrationen zwischen 6 mg/l (D, äPG) und 18 mg/l (F, äPG). Die Nitratgehalte für die nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen liegen auf französischer Seite im äPG etwas unter dem für Grünland und im iPG teilweise deutlich darüber. Insbesondere für die Hauptnutzung Siedlung ergeben sich aufgrund teilweise sehr geringer Sickerwassermengen sehr hohe Nitratkonzentrationen, die letztlich zu einer hohen mittleren Nitratkonzentration von 119 mg/l führen, obwohl der entsprechende N-Saldo mit 12 kg N/ha in einer moderaten Höhe liegt.

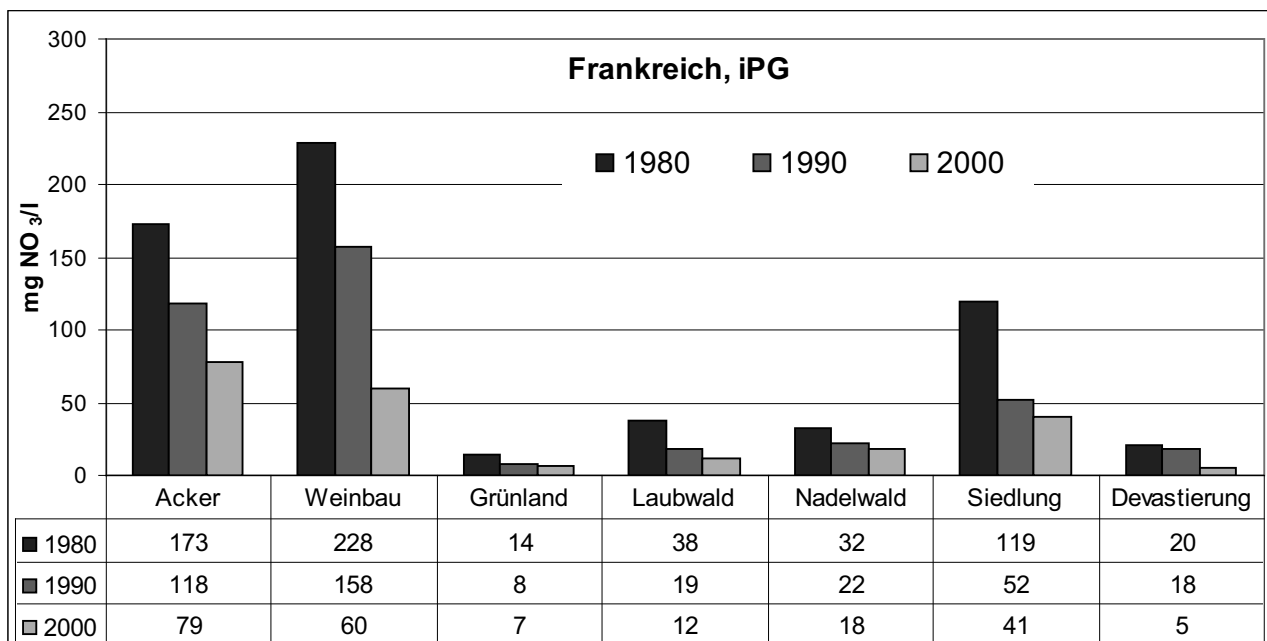


Abb. 26: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im **inneren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

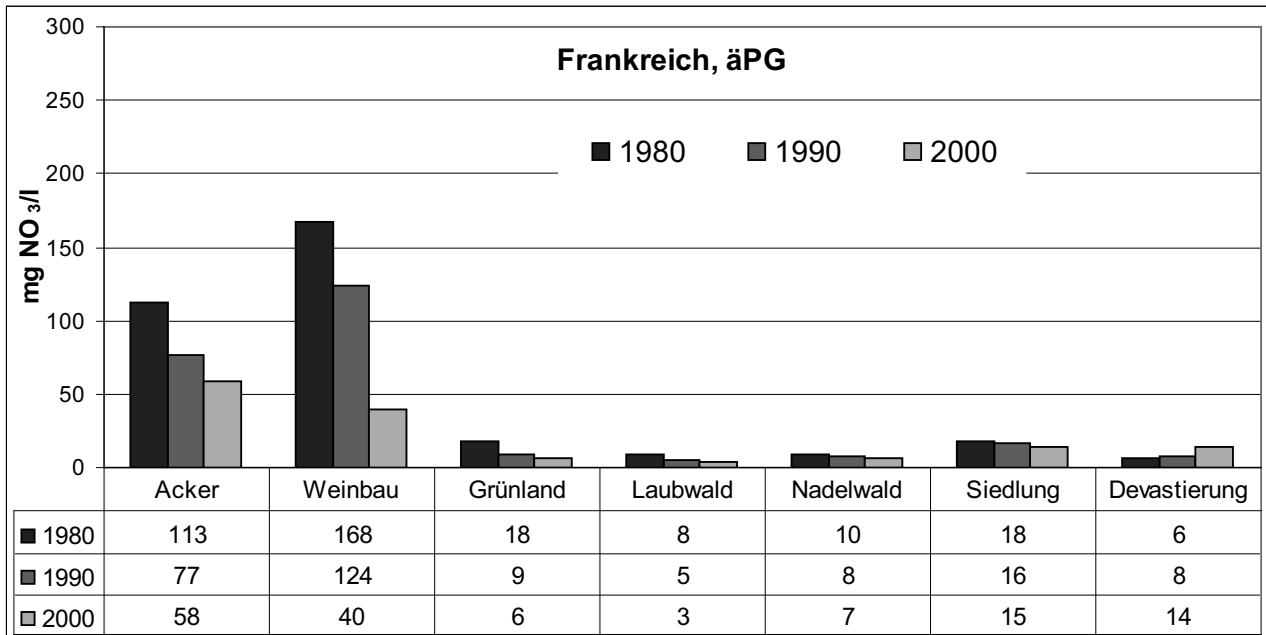


Abb. 27: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im **äußeren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

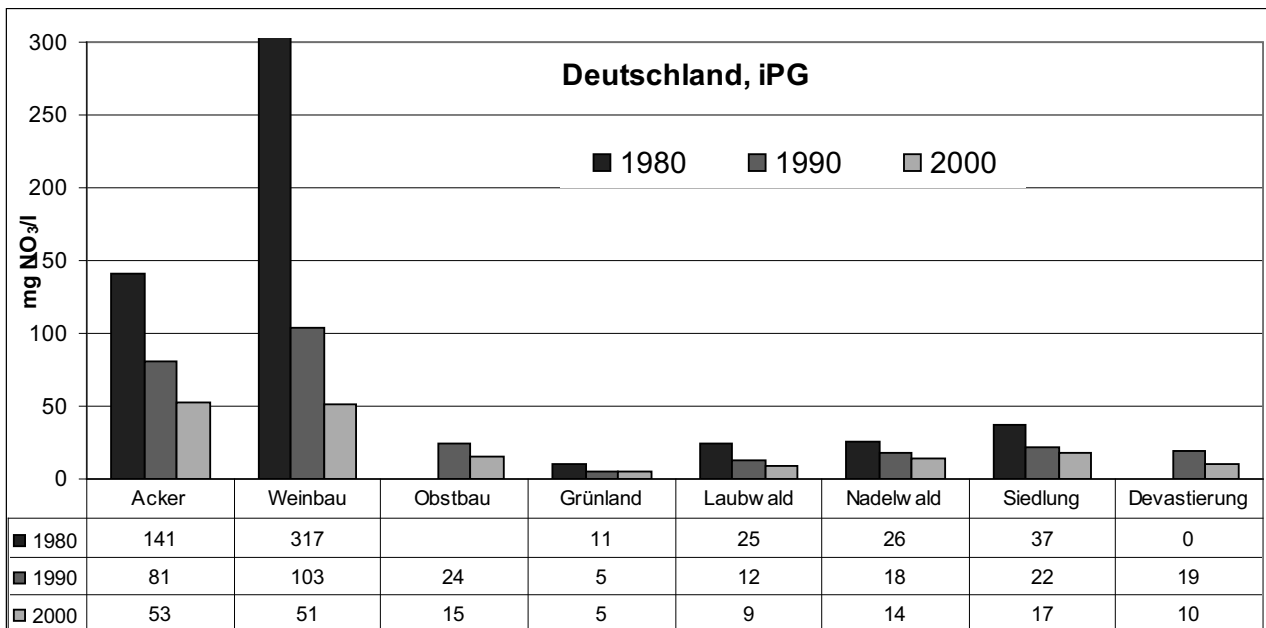


Abb. 28: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im **inneren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

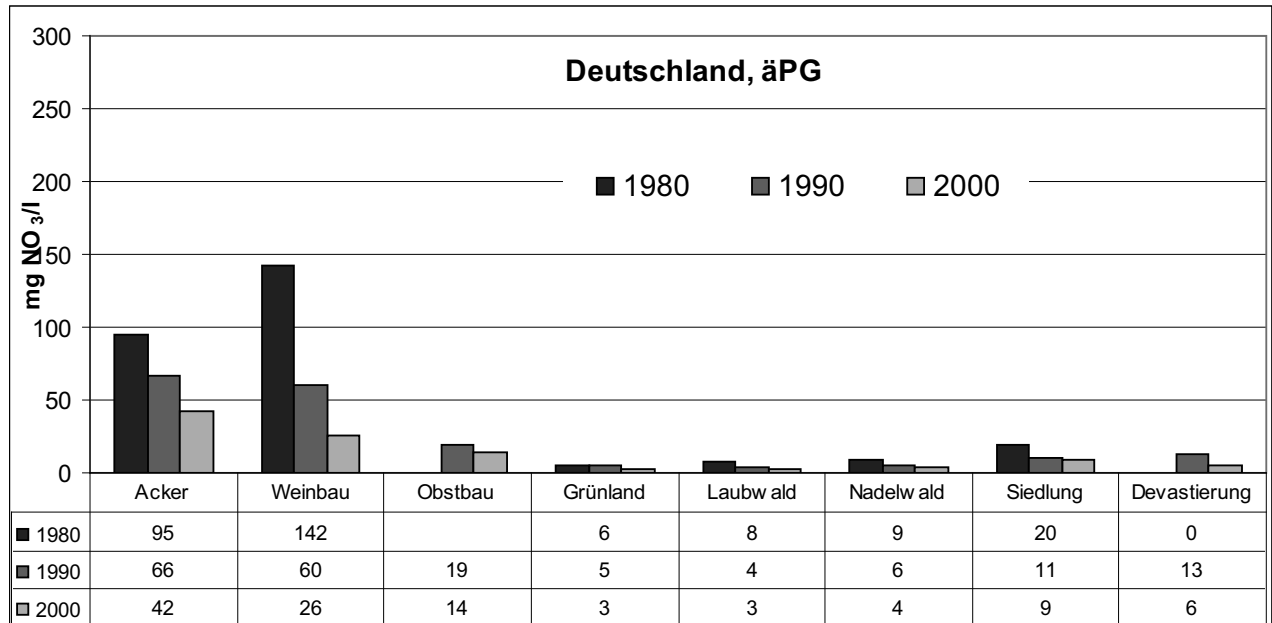


Abb. 29: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im **äußeren** Projektgebiet; Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

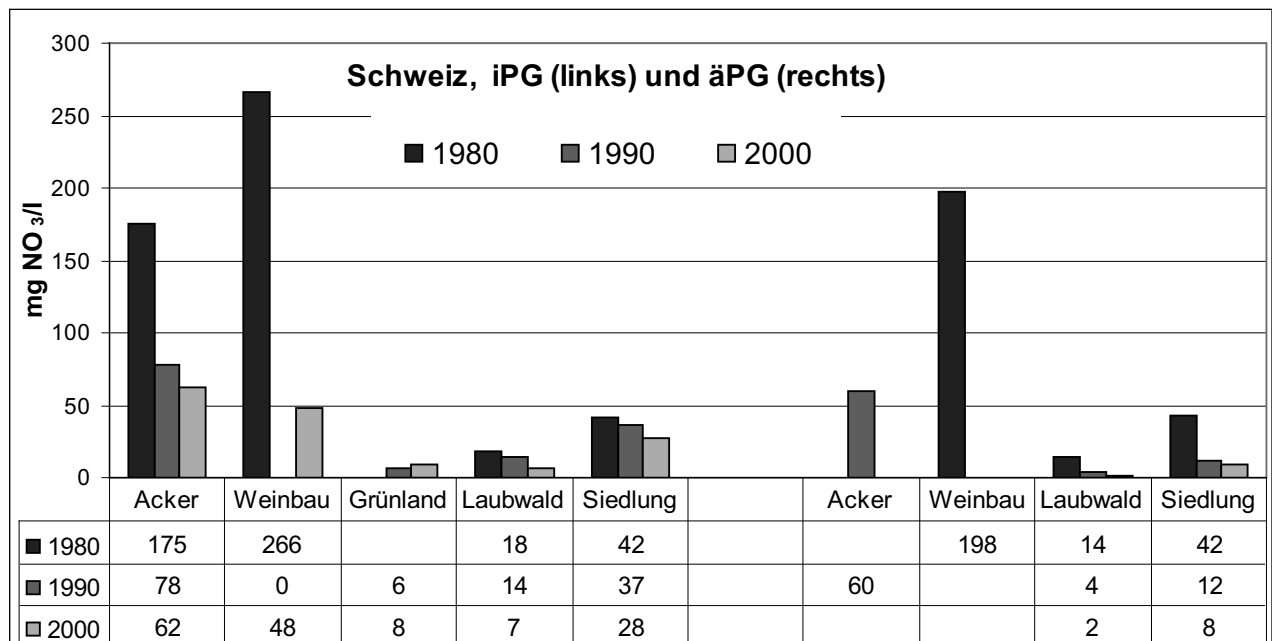


Abb. 30: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf schweizerischer Seite im **inneren** Projektgebiet (links) und im **äußeren** Projektgebiet (rechts); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990, 2000.

6.1.6 N-Salden für die Landwirtschaftsfläche und die Gesamtfläche

Landwirtschaftsfläche

Der N-Saldo für die Landwirtschaftsfläche (LF) berechnet sich als flächengewichtetes Mittel der N-Salden für die Hauptnutzungen Acker, Weinbau, Obstbau und Grünland. Für das Projektgebiet halbiert sich der N-Saldo von 50 kg N/ha LF (1980) über 37 kg N/ha LF (1990) auf 24 kg N/ha LF (Tab. 39). Im iPG liegen die N-Salden auf geringfügig höherem Niveau als im äPG. Auf deutscher Seite sind im iPG die N-Salden für die Jahre 1980 und 1990 etwas höher als auf französischer Seite; für das Jahr 2000 mit 25 bzw. 26 kg N/ha annähernd gleich hoch. Im äPG sind für 1990 und 2000 die N-Salden auf deutscher Seite niedriger, während sie für 1980 deutlich höher sind.

Insgesamt sind die N-Salden für die Landwirtschaftsfläche in allen Teilgebieten zwischen 1980 und 2000 stark rückläufig. Im iPG und äPG beläuft sich der Rückgang um 27 bzw. 25 kg N/ha auf jeweils 52 % des N-Saldos für 1980, wobei auf deutscher Seite der Rücklauf deutlich stärker ausgeprägt ist als auf französischer. Im iPG beträgt der Rückgang auf deutscher Seite 32 kg N/ha und damit 56 %, während er sich auf französischer Seite nur um 22 kg N/ha und damit 46 % verringert. Im äPG beträgt der Rückgang auf deutscher Seite 50 kg N/ha und damit 81 %, während er sich auf französischer Seite nur um 27 kg N/ha und damit 64 % verringert.

Gesamtfläche

Der N-Saldo für die Gesamtfläche berechnet sich als flächengewichtetes Mittel der N-Salden für alle neun Hauptnutzungsformen. Im Mittel des gesamten Projektgebietes verringern sich die N-Salden von 31 kg N/ha (1980) über 20 kg N/ha (1990) auf 13 kg N/ha (Tab. 39). Im iPG liegen die N-Salden mit 41 kg N/ha (1980), 27 kg N/ha (1990) und 17 kg N/ha (2000) etwas höher als im äPG mit 26, 17 und 11 kg N/ha. Auf deutscher Seite sind im iPG die N-Salden für das Jahr 1980 etwas höher als auf französischer Seite; für die Jahre 1990 und 2000 sind sie annähernd gleich hoch. Im äPG sind für 1990 und 2000 die N-Salden auf deutscher Seite niedriger, während sie für 1980 ähnlich hoch sind.

Insgesamt sind die N-Salden für die Gesamtfläche in allen Teilgebieten zwischen 1980 und 2000 stark rückläufig. Im iPG und äPG beläuft sich der Rückgang um 24 bzw. 15 kg N/ha auf jeweils 58 % des N-Saldos für 1980, wobei auf deutscher Seite der Rücklauf deutlich stärker ausgeprägt ist als auf französischer. Im iPG beträgt der Rückgang auf deutscher Seite 28 kg N/ha und damit 62 %, während er sich auf französischer Seite nur

um 21 kg N/ha und damit 55 % verringert. Im äPG beträgt der Rückgang auf deutscher Seite 19 kg N/ha und damit 70 %, während er sich auf französischer Seite nur um 10 kg N/ha und damit 42 % verringert.

Da die satellitengestützten Landnutzungsdaten, die für das Modellierungsjahr 1980 zu Grunde lagen, erhebliche Unschärfen aufweisen (zuviel Grünland und Weinbau, zuwenig Ackerfläche (vgl. Kap. 4.6.1), sind die berechneten N-Salden für die Landwirtschaftsfläche und Gesamtfläche mit entsprechenden Ungenauigkeiten verbunden.

Tab. 39: Mittlere N-Salden für die Landwirtschaftsfläche (= Hauptnutzungen Acker, Weinbau, Obstbau, Grünland) und die Gesamtfläche (= alle Hauptnutzungen) differenziert für die Teilgebiete.

N-Saldo [kg N/ha]	Landwirtschaftsfläche (LF)			Gesamtfläche		
	1980	1990	2000	1980	1990	2000
Inneres Projektgebiet (iPG)						
F	48	39	26	38	26	17
D	57	43	25	45	29	17
CH	118*	49	13	28	12	8
iPG	52	41	25	41	27	17
Äußeres Projektgebiet (äPG)						
F	42	38	28	24	19	14
D	62	24	12	27	13	8
CH	175*	51	keine LF	136	21	5
äPG	48	34	23	26	17	11
Projektgebiet insgesamt	50	37	24	31	20	13

* Wert für CH/LF/1980 ist aufgrund fehlerhafter Satellitendaten (Weinbau existiert gemäß Agrarstatistik dort nicht) deutlich überhöht.

6.1.7 Historische Entwicklung der N-Frachten

Die N-Austragsfracht berechnet sich als Produkt der N-Salden der verschiedenen Hauptnutzungsformen und deren Flächenanteil. Die N-Fracht für das gesamte Projektgebiet hat sich von 41.937 t (1980) über 27.307 t (1990) auf 18.019 t (2000) verringert (Tab. 40). Dies entspricht einer Reduzierung des Eintrags um 35 % (1990) bzw. 57 % (2000) bezogen auf das Jahr 1980. Im inneren Projektgebiet verringerte sich die N-Fracht gegenüber 1980 um 34 % für 1990 bzw. um 58 % für 2000. Im äußeren Projektgebiet ist der Rückgang der N-Fracht gegenüber 1980 mit 36 % (1990) und 56 % (2000) ganz ähnlich. Die Reduzierung ist sowohl im inneren als auch im äußeren Projektgebiet auf deutscher und schweizerischer Seite etwas stärker als auf französischer Seite. Die N-Frachten auf der schweizerischer Seite sind allerdings äußerst gering.

Tab. 40: N-Fracht (Tonnen N) für die Gesamtfläche und differenziert für die Teilgebiete.

N-Fracht [t]	1980	1990	2000	Verringerung 1990 gegenüber 1980 [%]	Verringerung 2000 gegenüber 1980 [%]
Inneres Projektgebiet (iPG)					
F	10.368	7.134	4.733	31	54
D	8.406	5.368	3.183	36	62
CH	129	58	36	56	72
iPG	18.903	12.559	7.952	34	58
Äußeres Projektgebiet (äPG)					
F	12.047	9.531	6.916	21	43
D	10.950	5.211	3.150	52	71
CH	38	6	1	56	97
äPG	23.034	14.747	10.068	36	56
Projektgebiet insgesamt	41.937	27.306	18.020	35	57

Die nutzungsspezifischen N-Frachten zeigen, dass der Rückgang der N-Fracht von 1980 bis 2000 im iPG wesentlich durch die Nutzungen Ackerbau und Weinbau und im äPG zusätzlich durch Grünland und Laubwald bedingt ist (Abb. 31 und Abb. 32).

Für das **Jahr 1980** trägt der Weinbau auf deutscher Seite mit 45 %, auf französischer Seite mit immerhin knapp 20 % beachtlich zur N-Fracht bei, obwohl die Anbaufläche mit 12 % (D, iPG) und 7 % (D, äPG) bzw. 5 % (F, iPG) und 7 % (F, äPG) nur relative geringe Bedeutung hat (Anhang T5 und T7). Da anzunehmen ist, dass dieser Flächenumfang noch deutlich überschätzt ist und auch für 1990 und 2000 eine gewisse Überschätzung vorliegt (vgl. Kap. 4.6.1), sind die für Weinbau berechneten N-Frachten insgesamt zu hoch. Dagegen ist für die Nutzung Acker eine erhebliche Unterschätzung der N-Frachten anzunehmen, da die Ackerfläche gemäß Satellitendaten um 30 % (F) bzw. 66 % (D) geringer ist als in der Agrarstatistik angegeben. Die Grünlandfläche ist dagegen deutlich zu hoch und da Grünland nur einen geringen N-Saldo aufweist, ist die N-Fracht für Grünland eher unterschätzt. Der auffällig hohe Rückgang der N-Fracht für Laubwald von 1980 zu 1990 im äPG auf deutscher Seite ist zum einen mit der Halbierung des N-Saldos von 14 auf 7 kg N/ha, zum anderen aber auch mit der Verringerung des Flächenanteils aufgrund der geänderten Klassifizierung von Mischwald zu erklären (vgl. Kap. 4.6.1). Da die satellitengestützten Landnutzungsdaten für das Modellierungsjahr 1980 erhebliche Unschärfen aufweisen, sind die berechneten nutzungsbezogenen N-Frachten entsprechend ungenau.

Zwischen den **Jahren 1990 und 2000** verringert sich die N-Fracht auf **deutscher Seite** im iPG v. a. bei den Nutzungen Acker und Weinbau und im äPG zusätzlich bei Wald und Grünland (Abb. 31 und Abb. 32). Im Jahre 2000 resultiert die N-Fracht im iPG auf deutscher Seite zu 76 % aus der Nutzung Acker, zu 8 % aus dem Weinbau, zu 6 % aus der Siedlungsfläche, zu 4 % aus dem Wald und zu 3 % aus der Grünlandnutzung (Abb. 33). Dagegen resultiert im äPG die N-Fracht zu 61 % aus der Waldfläche, zu 14 % aus der Grünlandnutzung, zu 11 % aus dem Ackerbau, zu 8 % aus dem Weinbau und zu 3 % aus der Siedlungsfläche (Abb. 34).

Auf **französischer Seite** verringert sich die N-Fracht zwischen 1990 und 2000 im iPG v. a. bei der Nutzung Acker und im äPG zusätzlich bei Weinbau, Grünland und Wald (Abb. 31 und Abb. 32). Im Jahre 2000 wird die N-Fracht im iPG auf französischer Seite zu 85 % von der Nutzung Acker, zu 6 % von der Siedlungsfläche und zu 5 % von Wald verursacht (Abb. 33). Im äPG dagegen zu 74 % von der Nutzung Acker, zu 14 % von Wald, zu 6 % von Grünland und zu 5 % von Weinbau (Abb. 34).

Für die **Schweiz** sind die N-Frachten sehr gering (Abb. 31 und Abb. 32). Der hohe Siedlungsanteil im iPG von 77 % (1980), 86 % (1990) und 87 % (2000) (Anhang T7) trägt trotz geringer N-Salden deutlich zur N-Fracht bei (Abb. 33). Nachdem im äPG auf Kosten der Ackerfläche der Siedlungsanteil von 29 % (1990) auf 64 % (2000) angestiegen ist, trägt die Siedlungsfläche den größten Teil zur N-Fracht für das Jahr 2000 bei. Für das Jahr 1980 ergeben sich aufgrund fehlerhafter Satellitendaten (hohe Weinbaufläche) unplausible Werte.

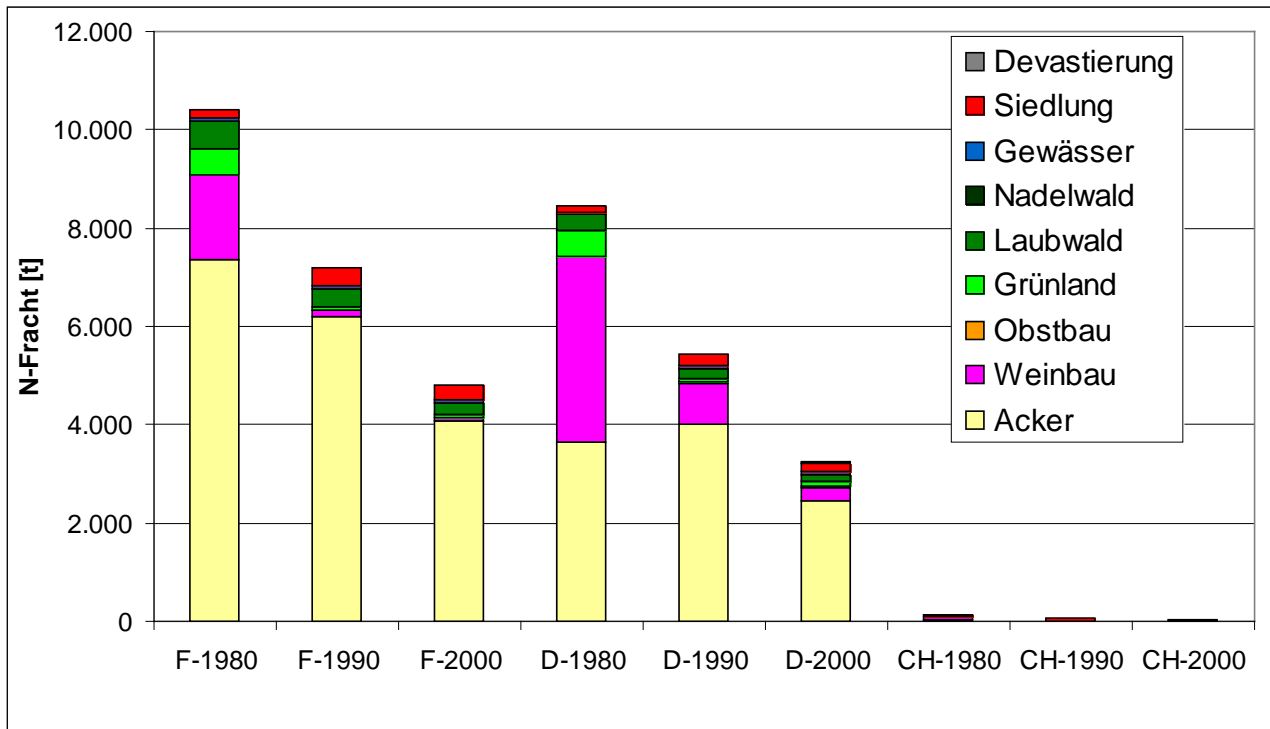


Abb. 31: Nutzungsspezifische N-Frachten [t] für die deutsche, französische und schweizerische Seite des **inneren** Projektgebietes (iPG); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000; Daten: Anhang, T4

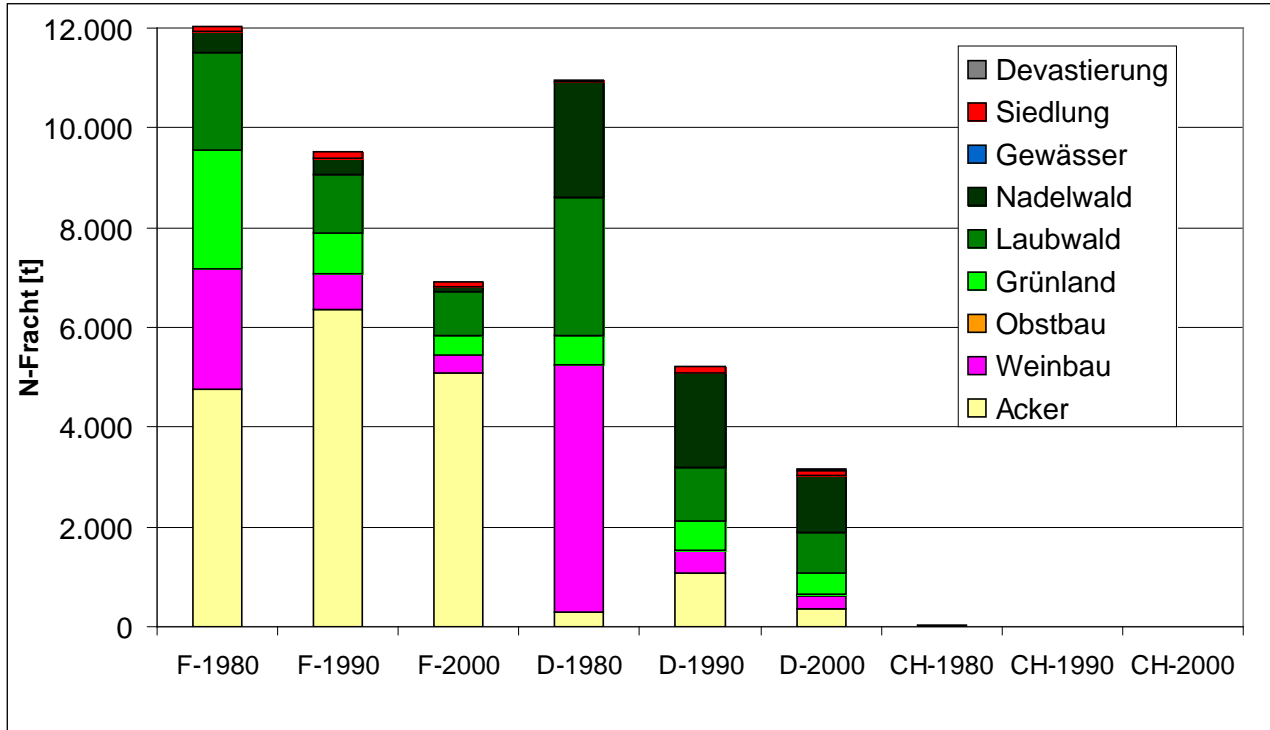


Abb. 32: Nutzungsspezifische N-Frachten [t] für die deutsche, französische und schweizerische Seite des **äußeren** Projektgebietes (äPG); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000; Daten: Anhang T4.

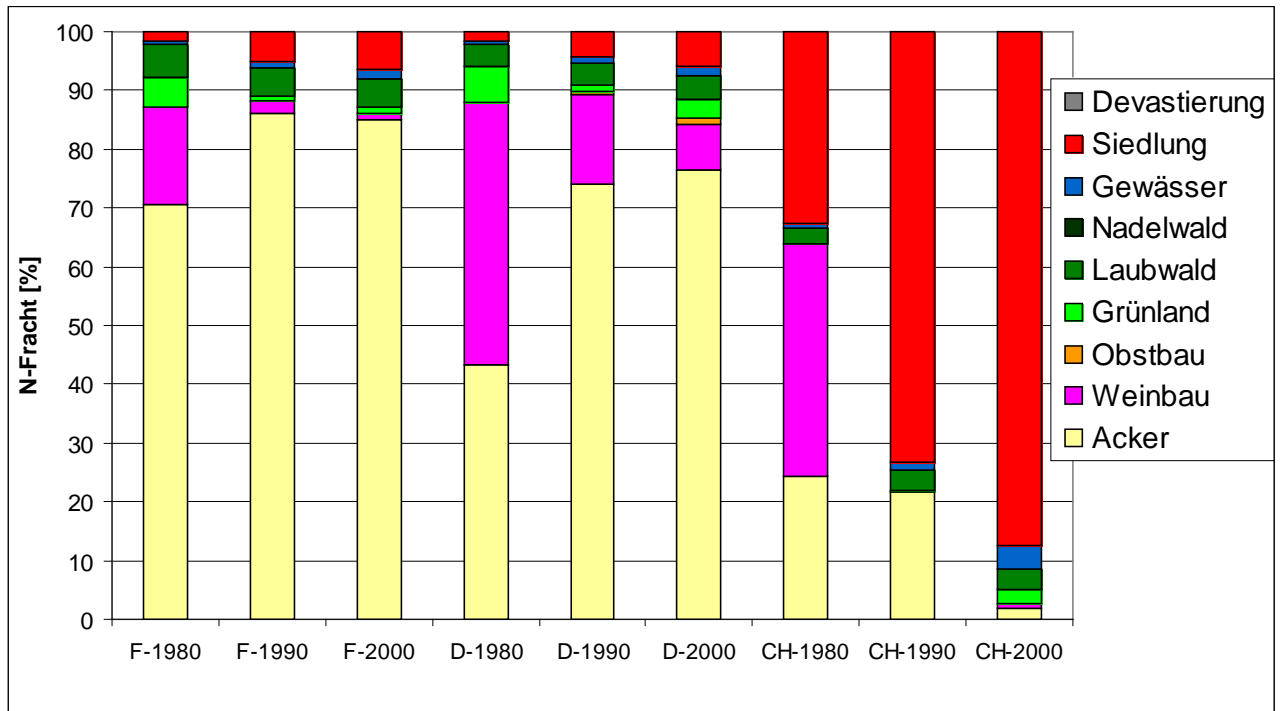


Abb. 33: Nutzungsspezifische N-Frachtanteile [%] an der jeweiligen N-Fracht für die deutsche, französische und schweizerische Seite des **inneren** Projektgebietes (iPG); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000; Daten: Anhang T5.

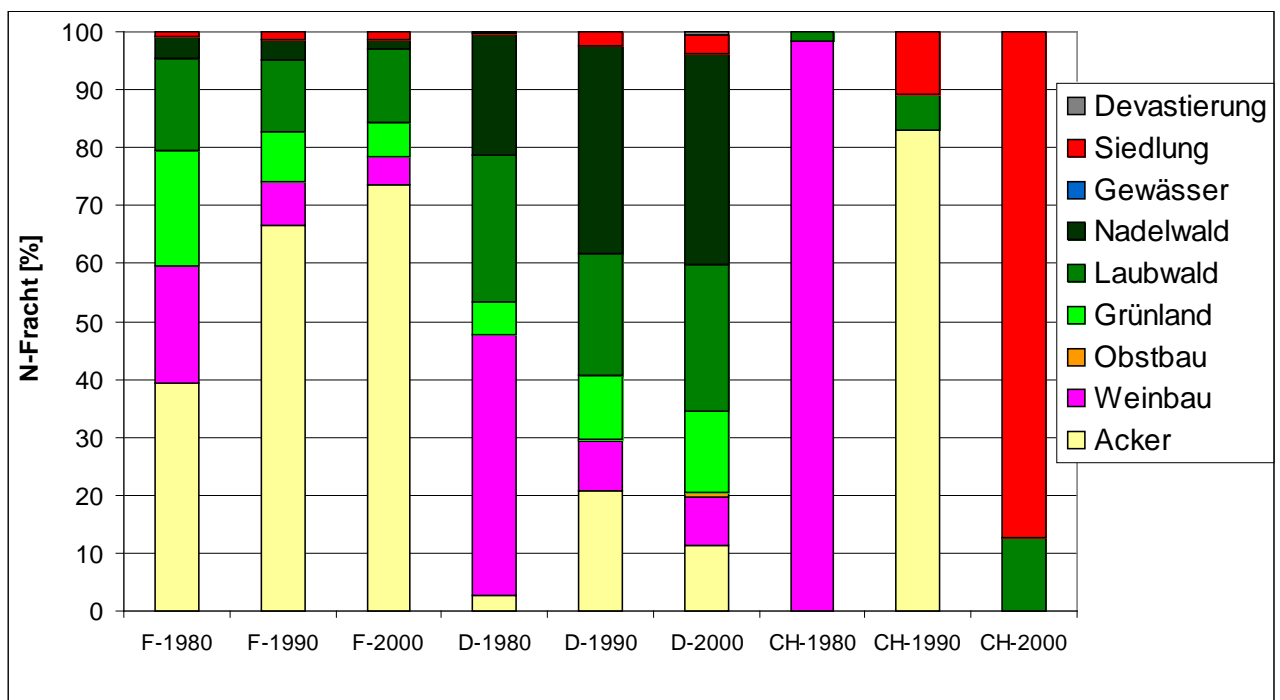


Abb. 34: Nutzungsspezifische N-Frachtanteile [%] an der jeweiligen N-Fracht für die deutsche, französische und schweizerische Seite des **äußeren** Projektgebietes (äPG); Modellierungszeitpunkte 1980, 1990 und 2000; Daten: Anhang T5.

6.2 Regionale N-MASSENBILANZ für den Ackerbau

6.2.1 Einführung zu den Berechnungsbeispielen

Da beim Bilanzierungsansatz N-MASSENBILANZ die Kulturartenverteilung eine entscheidende Größe darstellt, wird die Berechnung beispielhaft für eine Gemeinde mit getreidebetonter Fruchtfolge (Auggen) und eine Gemeinde mit körnermaisbetonter Fruchtfolge (Weisweil) jeweils mit und ohne Zwischenfruchtanbau durchgeführt (Tab. 41). In beiden Gemeinden ist der Wirtschaftsdüngeranfall mit 30,6 kg N/ha bzw. 29,0 kg N/ha annähernd gleich.

Tab. 41: Kulturartenspezifische Flächenanteile für die Gemeinden Auggen und Weisweil [%].

Flächenanteil %	WW	WR	WG	SG	SM	KM	R	ZR	K	BRA
Gemeinde Auggen	19,5	1,3	3,9	28,1	9,9	24,4	1,3	0,5	0,5	10,6
Gemeinde Weisweil	7,1	0,0	0,6	8,2	0,0	74,0	0,0	0,0	1,7	8,4

Folgende Aspekte wurden untersucht:

- Vergleich der N-Bilanzierung für die Ansätze nach MASSENBILANZ, STOFFBILANZ und einfacher Bilanz.
- Ermittlung von Unterschieden in der Berücksichtigung der N-Umsetzungsprozesse Mobilisierung und Immobilisierung bei der Bilanzierung nach MASSENBILANZ und STOFFBILANZ.
- Untersuchung des Einflusses des Zwischenfruchtanbaus auf das Ergebnis der MASSENBILANZ.

Die Berechnungen sind als Excel-Tabellenanwendung „N-MASSENBILANZ“ programmiert und am Institut für Bodenkunde und Standortlehre an der Universität Hohenheim auf CD erhältlich.

6.2.2 Bilanzierung nach STOFFBILANZ, MASSENBILANZ und einfacher Bilanz

Die Ergebnisse werden vereinfachend ohne die Bilanzglieder atmosphärische Deposition sowie Denitrifikation dargestellt, da deren Einfluss hinsichtlich der zu untersuchenden Fragestellung nicht relevant ist und die Nachvollziehbarkeit der Berechnungen nur erschweren würde. Ergänzend zu den Bilanzierungen nach STOFFBILANZ und MASSENBILANZ wird der N-Saldo der einfachen Bilanz (N-Zufuhr über Düngung minus N-Abfuhr über Erntegut) dargestellt. Bei der MASSENBILANZ kann der Zwischenfruchtanbau berücksichtigt werden; bei den in diesem Kapitel dargestellten Ergebnissen blieb

dieser allerdings unberücksichtigt, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen. Zunächst lässt sich zu den **kulturspezifischen N-Salden** nach einfacher Bilanz, STOFFBILANZ und MASSEN Bilanz folgendes feststellen (Abb. 35 und Abb. 36):

- Die über die **einfache Bilanz** berechneten kulturspezifischen N-Salden sind für die Gemeinde Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge) und die Gemeinde Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge) mit 34 bzw. 38 kg N/ha annähernd gleich. Die geringen Abweichungen sind begründet im leicht unterschiedlichen Wirtschaftsdüngeranfall und geringen Unterschieden bei Mineraldüngung und Ertrag aufgrund der unterschiedlichen Bodeneigenschaften.
- Die kulturspezifischen N-Salden der **MASSEN Bilanz** weichen von denen der einfachen Bilanz zum Teil deutlich ab. Für KM, ZR und WW (nur Auggen) ergeben sich geringere N-Salden im Vergleich zur einfachen Bilanz und für WR, WG, SM, R, K und Bra höhere N-Salden. Für die körnermaisbetonte Fruchtfolge (Weisweil) liegen die kulturspezifischen N-Salden der MASSEN Bilanz durchweg um ca. 10 kg N/ha höher als für die getreidebetonte Fruchtfolge (Auggen).
- Bei der Bilanzierung nach **STOFFBILANZ** liegen die N-Salden für Getreide (WW, WR, WG, SG) deutlich unter denen der einfachen Bilanz und der MASSEN Bilanz, für SM und KM deutlich darüber und für Raps und Zuckerrüben dazwischen.
- Anmerkung zur Unschärfe der N-Mineralisierung aus dem Boden nach STOFFBILANZ: Die N-Mineralisierung im Herbst-Winter-Zeitraum (F3 Zwischenanbauphase) wurde bei den Berechnungen mit STOFFBILANZ vereinfachend anhand der Kulturartenverteilung bzw. Folgefruchtabschätzung für das deutsche Teilprojektgebiet abgeschätzt und nicht auf Gemeindeebene. Die abgeschätzten Faktoren 3 unterscheiden sich aber nur geringfügig von denen, die sich anhand der Folgefruchtabschätzung für die Gemeinden Auggen und Weisweil ergeben. Je nach Bodenart und Kultur ist die Unschärfe für die nach STOFFBILANZ ermittelte N-Mineralisierung unterschiedlich groß, i. d. R. aber mit weniger als 5 % eher gering (Anhang T8). Lediglich für WR in der Gemeinde Auggen (9 kg N/ha) und für WW in Weisweil (7 kg N/ha) ergibt sich ein Fehler (Unterschätzung der N-Mineralisierung) von etwas über 10 %.

Der N-Saldo für die Nutzung Ackerbau errechnet sich als **flächengewichteter Mittelwert** (MW) der kulturspezifischen N-Salden. Für die Gemeinde Auggen ergeben sich 34 kg N/ha, für Weisweil 38 kg N/ha, sowohl berechnet nach der einfachen Bilanz als auch nach MASSEN Bilanz. Nach STOFFBILANZ ergibt sich für die Gemeinde Auggen mit 26 kg N/ha ein etwas geringerer und für die Gemeinde Weisweil mit 45 kg N/ha ein etwas höherer Wert. D. h. bei der Bilanzierung nach STOFFBILANZ ergibt sich für die getreide-

betonte Gemeinde Auggen eine Anreicherung des N-Pools im Boden (ΔN -Vorrat) von 8 kg N/ha und für die körnermaisbetonte Gemeinde Weisweil eine Abreicherung von 7 kg N/ha.

Ursachen für die Unterschiede in den N-Salden zwischen STOFFBILANZ und N-MASSENBILANZ

Zur Ermittlung der Ursachen für diese Unterschiede wird die Änderung des N-Vorrats des Bodens über die N-Mineralisierung und N-Immobilisierung betrachtet (vgl. GL 3). Die Berechnungen erfolgten gemäß GL 30 bis GL 33 (Anhang T9, T10 und CD T5). $DNorg_f$ ist der organisch gebundene N-Anteil des Wirtschaftsdüngers ($DNorg$), der zunächst in immobilisierter Form vorliegt und erst in den Folgejahren mineralisiert wird. Bei der Bilanzierung nach STOFFBILANZ wird angenommen, dass letztlich 25 % des organisch gebundenen Stickstoff ($DNorg_f$) aus Anwendungen der Vorjahre zur Verfügung steht, während bei der MASSENBILANZ davon ausgegangen wird, dass der organische gebundene Stickstoff langfristig gesehen vollständig anzurechnen ist, also der $DNorg_f$ zu 100 % verfügbar ist.

*1. Bilanzierungsverfahren **STOFFBILANZ***

$$N\text{-Immobilisierung} = N_{grün} + DNorg_f \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 30}$$

$$N\text{-Mineralisierung} = DN_{grün} + NNBo + 0,25DNorg_f \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 31}$$

*2. Bilanzierungsverfahren **MASSENBILANZ***

$$N\text{-Immobilisierung} = N_{grün} + ANzwf + DNorg_f \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 32}$$

$$N\text{-Mineralisierung} = DN_{grün} + NNvorf + NNzwf + (NNBo) + DNorg_f \quad \text{kg N/ha} \quad \text{GL 33}$$

hierbei:

$DNorg$ = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzgl. Lagerungsverlusten

$DNorg_f = 0,5DNorg$ = organisch gebundener Anteil des $DNorg$

$N_{grün}$ = Immobilisierung in der nicht erntbaren Restpflanze

$NNBo$ = Nachlieferung aus dem Boden (bei Massenbilanz i. d. R. gleich Null)

$DN_{grün}$ = Nachlieferung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum

$ANzwf$ = N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte

$NNvorf$ = N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht

$NNzwf$ = N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten im Vorjahr

Der Vergleich der **N-Mineralisierung (N-Mobilisierung)** und **N-Immobilisierung** bei der Bilanzierung nach STOFFBILANZ bzw. MASSENBILANZ ergibt folgendes (Abb. 37 und Abb. 38):

- Der **flächengewichtete Mittelwert** der Mineralisierung liegt nach STOFFBILANZ bei 57 kg N/ha für Auggen und bei 88 kg N/ha für Weisweil, während die flächengewichtete N-Immobilisierung bei 65 kg N/ha für Auggen und bei 82 kg N/ha für Weisweil liegt. Nach MASSENBILANZ liegen die flächengewichteten Mittelwerte für die Mineralisierung bzw. Immobilisierung bei 70 kg N/ha für Auggen und bei 86 kg N/ha für Weisweil.
- Bei der **kulturspezifischen Bilanzierung** nach STOFFBILANZ ergibt sich für Getreide (WW, WR, WG, SG) und Zuckerrüben eine N-Anreicherung (Immobilisierung > Mineralisierung). Für WW, WR und WG ergibt sich auch nach MASSENBILANZ eine leichte N-Anreicherung; für ZR ist die N-Anreicherung stärker als beim Ansatz nach STOFFBILANZ. Für SM, K und Bra ist nach beiden Bilanzierungsverfahren eine N-Abreicherung erkennbar, während für K-Mais und Raps N-Mineralisierung und N-Immobilisierung etwa im Gleichgewicht sind.
- Die Mineralisierung bei den Getreidekulturen liegt nach STOFFBILANZ zwischen 29 und 46 kg N/ha, während sie nach MASSENBILANZ mit Werten zwischen 52 und 64 kg N/ha etwas höher liegt. Dagegen ist die Mineralisierung für K, R, ZR und KM nach STOFFBILANZ um 7 bis 17 kg N/ha höher. Für Brache ist der Vergleich nicht möglich, da bei STOFFBILANZ vereinfachend auf die Angabe der Immobilisierung verzichtet wurde und für die Mineralisierung ein entsprechend niedrigerer Wert angesetzt wurde.
- Der Unterschied in der Mineralisierung bei Getreide (WG, WR, WW, SG) nach STOFFBILANZ im Vergleich zu MASSENBILANZ ist für die körnermaisbetonte Fruchtfolge (Gemeinde Weisweil) etwas größer als für die getreidebetonte (Gemeinde Auggen).

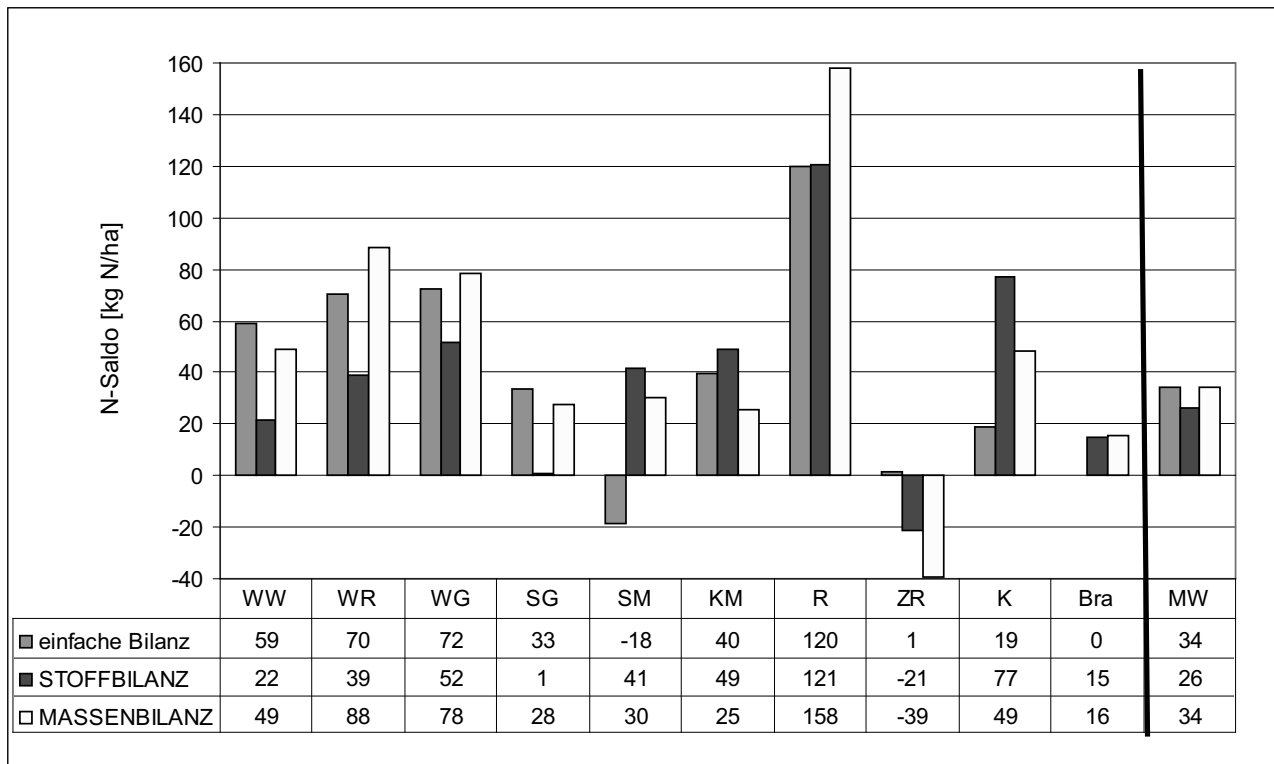


Abb. 35: N-Salden [kg N/ha] der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Auggen** bei den verschiedenen Bilanzierungsverfahren (Anhang T9 und CD T5).

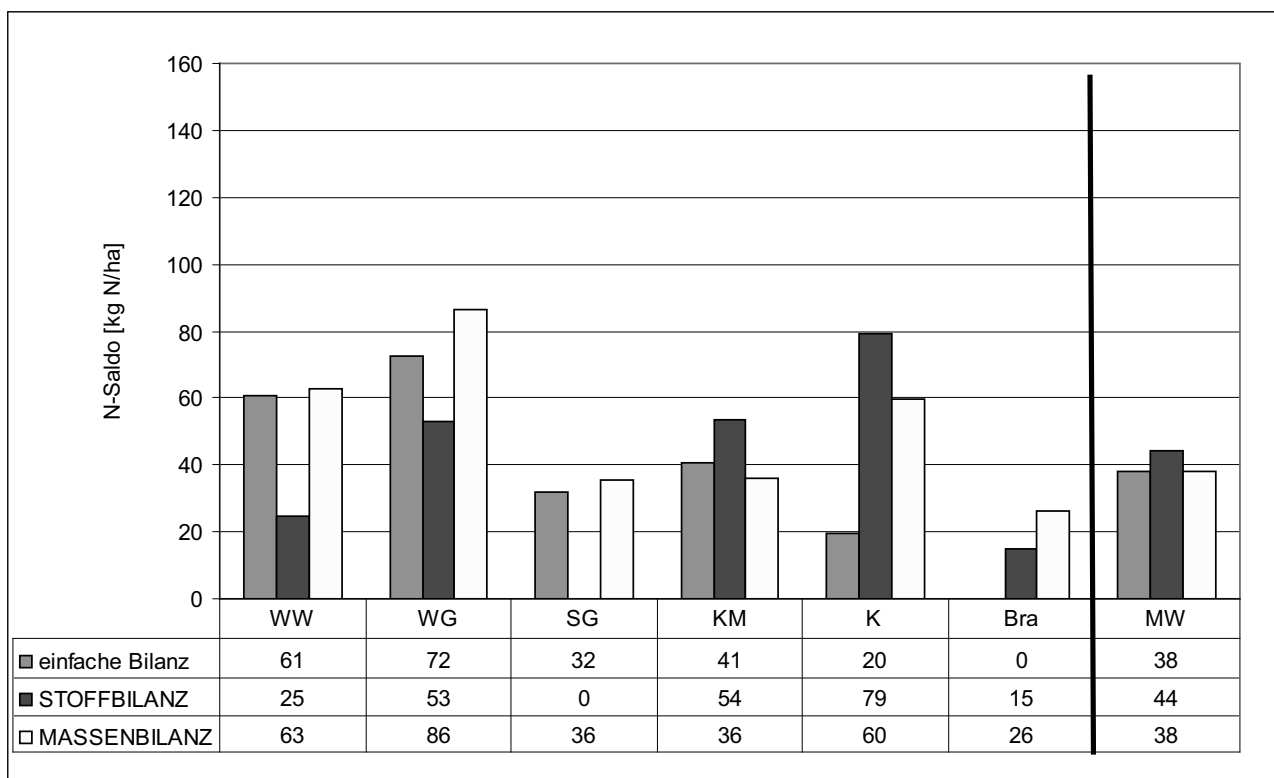


Abb. 36: N-Salden [kg N/ha] der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Weisweil** bei den verschiedenen Bilanzierungsverfahren (Anhang T10).

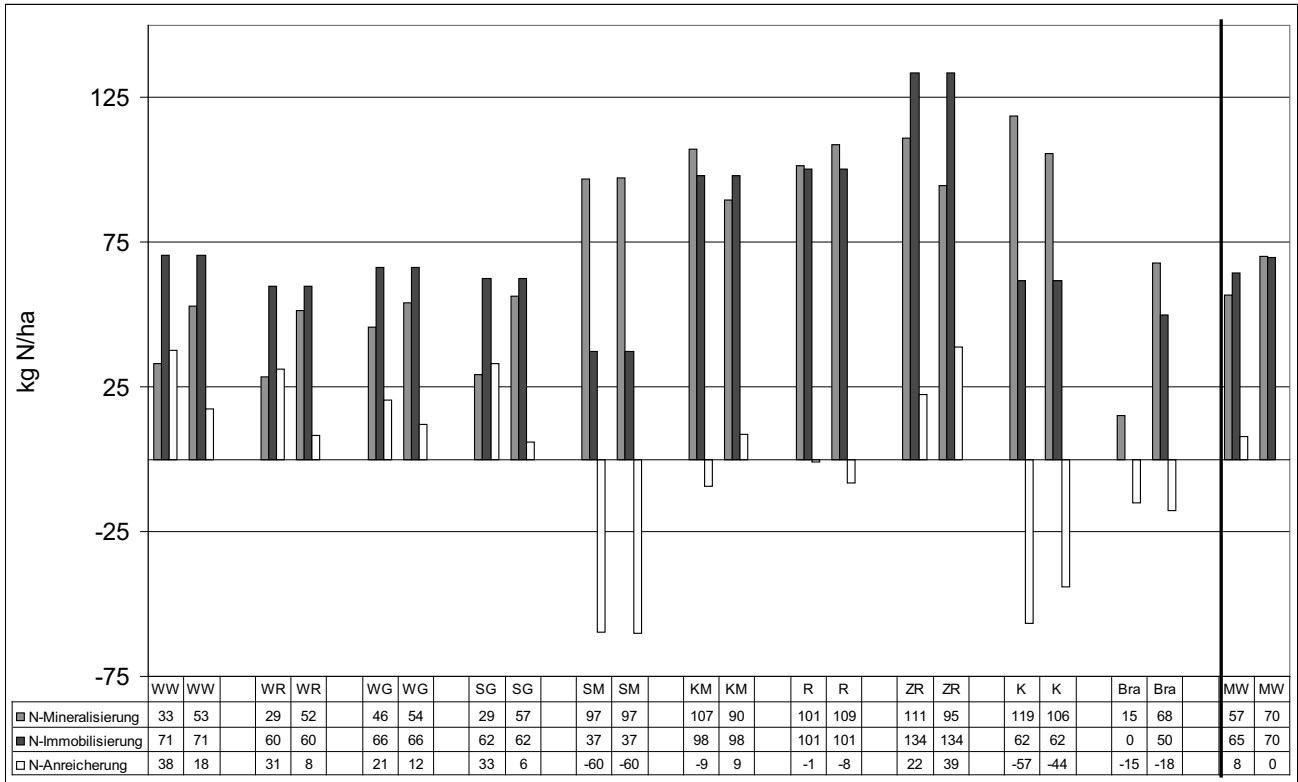


Abb. 37: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Auggen** [kg N/ha]. Jeweils berechnet über die Bilanzierung nach STOFFBILANZ (links) und als MASSENBILANZ (rechts). Siehe Anhang T9 und CD T5.

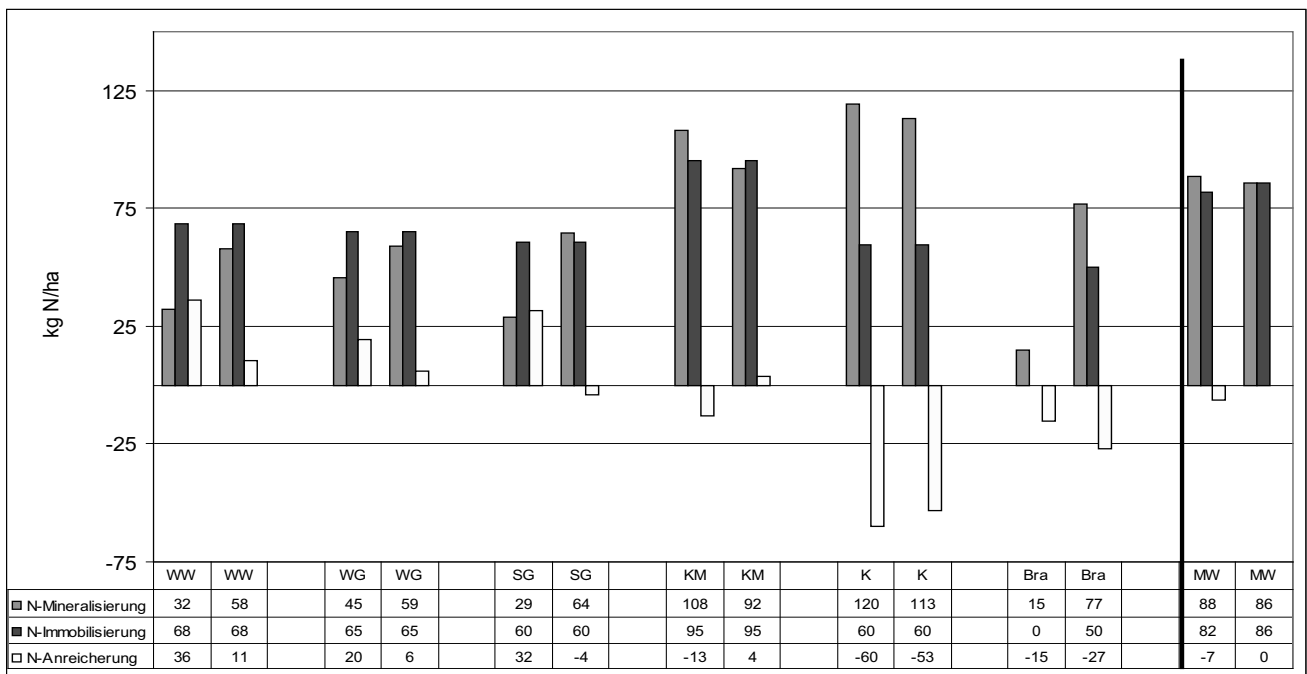


Abb. 38: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Weisweil** [kg N/ha]. Jeweils berechnet über die Bilanzierung nach STOFFBILANZ (links) und als MASSENBILANZ (rechts) Siehe Anhang T10.

6.2.3 Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf die N-MASSENBILANZ

Mit der N-MASSENBILANZ ist eine vereinfachte Abbildung des Zwischenfruchtanbaus auf kulturspezifischer Ebene möglich (vgl. Kap. 5.2). Für die beiden Gemeinden Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge) und Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge) wurden beispielhaft die in Tab. 37 dargestellten Werte zur N-Aufnahme und zum Anbauumfang von Zwischenfrüchten angesetzt. Die Berücksichtigung der N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte nach WW, WR, WG, SG, SM und K und die entsprechende N-Mineralisierung zu den Folgekulturen führt zu folgenden Effekten:

- Für WW, SG und K verringern sich die kulturspezifischen N-Salden, für SM, KM, R, ZR und Brache erhöhen sich die N-Salden und für WR und WG gibt es kaum Änderungen (Abb. 39 und Abb. 40). Die flächengewichteten Mittelwerte der N-Salden von 34 kg N/ha (Auggen) bzw. 38 kg N/ha (Weisweil) bleiben davon unberührt, da angenommen wird, dass die von den Zwischenfrüchten aufgenommene N-Menge auch wieder vollständig mineralisiert wird.
- Durch die N-Aufnahme der Zwischenfrüchte nach WW, WR, WG, SG, SM und K erhöht sich für diese Kulturen der Wert für die N-Immobilisierung, während sich der Wert für die N-Mineralisierung bei sämtlichen Kulturen erhöht, da diesen in ihrer Rolle als Folgefrucht die aus Zwischenfrüchten mineralisierte N-Menge zur Verfügung steht (Abb. 41 und Abb. 42).
- Der **flächengewichtete Mittelwert** für die N-Mineralisierung bzw. N-Immobilisierung erhöht sich in der Gemeinde Auggen mit getreidebetonter Fruchtfolge um 14 kg N/ha (von 70 auf 84 kg N/ha), in der Gemeinde Weisweil mit körnermaisbetonter Fruchtfolge allerdings nur um 5 kg N/ha (von 86 auf 91 kg N/ha).

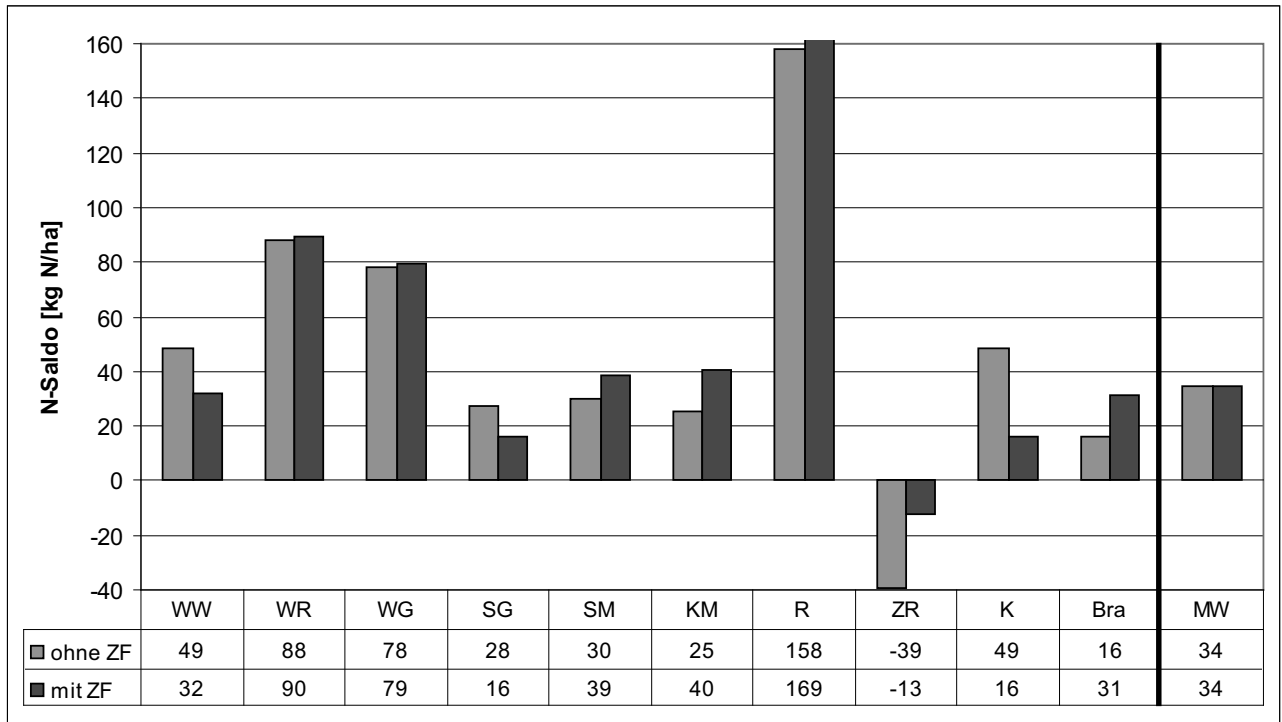


Abb. 39: N-Salden [kg N/ha] nach MASSENbilanz mit und ohne Zwischenfruchtanbau (ZF) der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Auggen** (Anhang T9, T11 und CD T5).

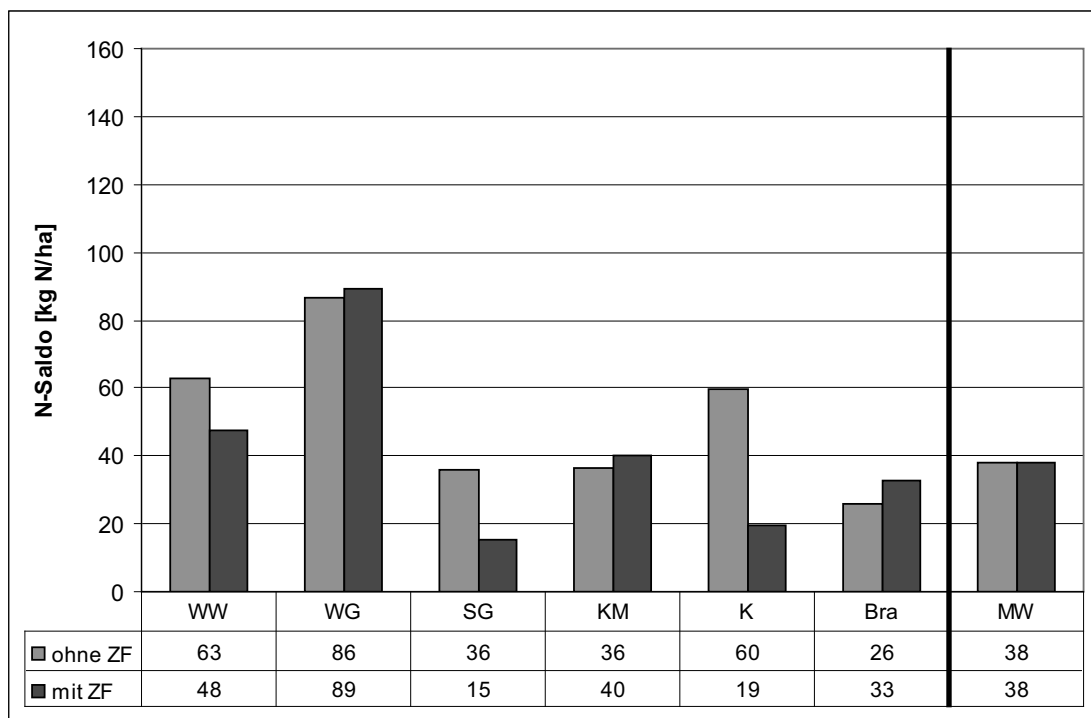


Abb. 40: N-Salden [kg N/ha] nach MASSENbilanz mit und ohne Zwischenfruchtanbau (ZF) der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Weisweil** (Anhang T10, T12).

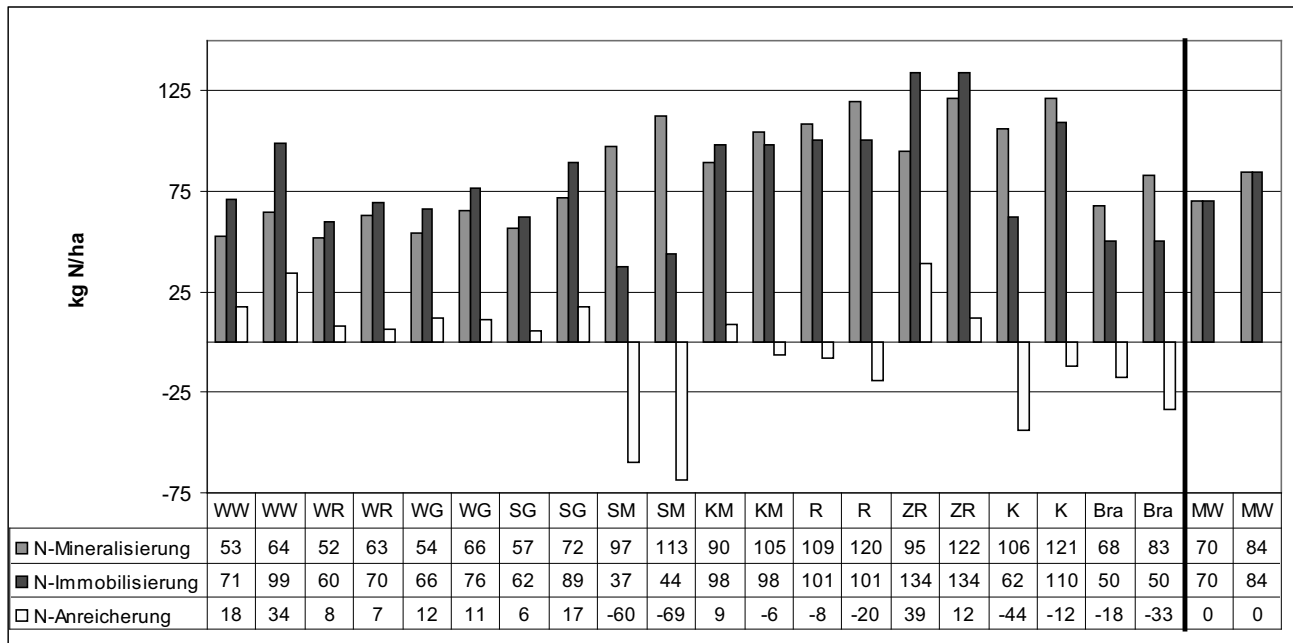


Abb. 41: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung nach MASSENBILANZ für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Auggen** [kg N/ha]. Jeweils berechnet **ohne** Zwischenfruchtanbau (links) und **mit** Zwischenfruchtanbau (rechts) (Anhang T9, T11 und CD T5).

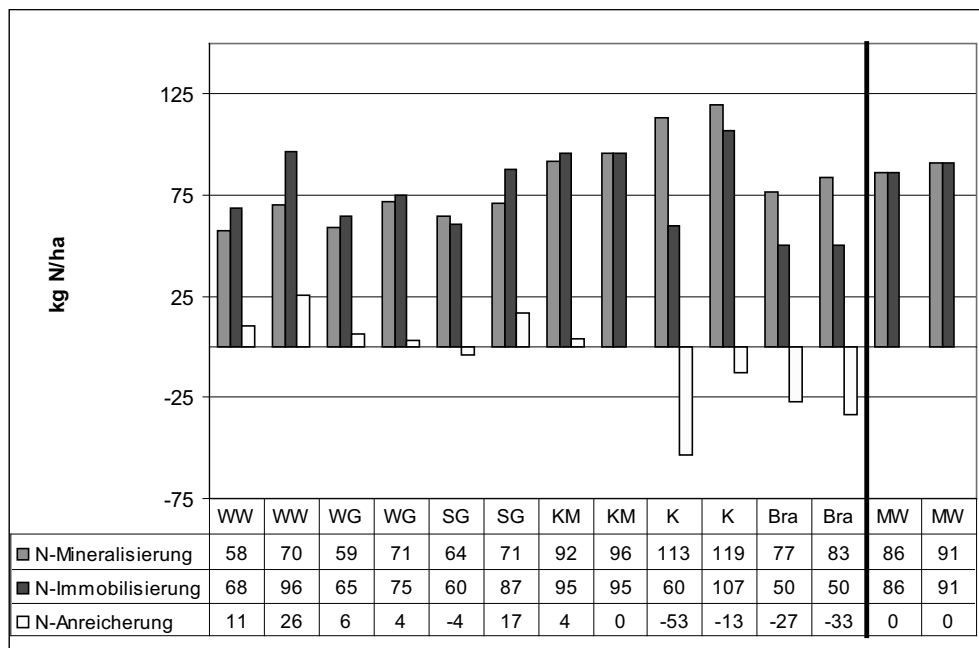


Abb. 42: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung nach MASSENBILANZ für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert (MW) für die **Gemeinde Weisweil** [kg N/ha]. Jeweils berechnet **ohne** Zwischenfruchtanbau (links) und **mit** Zwischenfruchtanbau (rechts) (Anhang T10, T12).

7 Diskussion

7.1 *Plausibilisierung und Validierung der Modellierungsergebnisse von STOFFBILANZ*

7.1.1 Einführung

Da die Qualität der Modelleingangsdaten entscheidend für die Qualität der Modellierungsergebnisse ist, wurde zunächst die Güte der Eingangsdaten diskutiert und bewertet (siehe Kap. 4.6). In folgendem Kapitel werden nun im Wesentlichen die Modellierungsergebnisse zum N-Austrag plausibilisiert. Damit sollen die Möglichkeiten und Grenzen von STOFFBILANZ abgeschätzt werden, die das Modell hinsichtlich (i) der Qualität der regionalen N-Bilanzen als Eingangsdaten für das Grundwassermodell und (ii) der kulturspezifischen N-Salden in Hinblick auf die Umsetzung von Anbauszenarien (sozio-ökonomische Modellierung) liefert. Die **Plausibilisierung** der Modellierungsergebnisse von STOFFBILANZ betrifft

- die Aussagekraft der kulturspezifischen N-Salden in Hinblick auf das Auswaschungspotential (Kap. 7.1.2),
- die Änderungen im N-Pool für die Ackerfläche (Kap. 7.1.3),
- die Trendentwicklung von Bilanzgliedern und N-Salden für die Hauptnutzungsform Ackerbau (Kap. 7.1.4)
- die für die verschiedenen Hauptnutzungsformen ermittelten N-Austräge (Kap. 7.1.5).

Schließlich kann anhand von Nitratmesswerten im Grundwasser eine **Validierung** des gesamten Modellsystems zum N-Austrag aus der Fläche und zur Nitratverteilung im Grundwasser erfolgen (Kap. 7.1.7). Dabei wird überprüft, inwieweit das Modellsystem räumliche Belastungsmuster und zeitliche Trends der Nitratkonzentration im Grundwasser widerspiegelt.

7.1.2 Aussagekraft der kulturspezifischen N-Salden

Damit die Ergebnisse der sozio-ökonomischen Anbauszenarien belastbar sind, müssen die kulturspezifischen Salden zumindest in ihrem Verhältnis zueinander die N-Austragsgefährdung adäquat abbilden. Hinsichtlich der absoluten Höhe ist aufgrund der Unschärfe der Ausgangsdaten allerdings mit Unsicherheiten zu rechnen.

Plausibilisierung anhand von Herbst-Nmin-Gehalten

HEROLD ET AL. (1996) ermittelten anhand von 370 Nmin-Dauertestflächen und zwei Beprobungsjahren einen guten Zusammenhang ($r^2 = 0,75$) zwischen den kulturspezifischen Nmin-Werten und den entsprechenden N-Salden. Damit stellen die Herbst-Nmin-Werte eine Möglichkeit dar zu überprüfen, inwieweit die berechneten N-Salden das kulturspezifische Auswaschungsrisiko zumindest relativ zueinander richtig wiedergeben. Die für das innere Projektgebiet auf deutscher Seite berechneten N-Salden sind für die Kulturen Raps und Kartoffeln am höchsten, W-Gerste, W-Weizen, Silomais, K-Mais und Tabak liegen auf mittlerem Niveau, Spargel und Reben noch etwas darunter und auf geringstem Niveau liegen die S-Gerste, Z-Rüben, Brache und Grünland (Abb. 43). Für Erdbeeren und Gemüse wurden die N-Salden der einfachen Bilanz im Modell STOFFBILANZ verwendet (MLR 2004). Mit Werten von 22 bzw. 37 kg N/ha sind diese sehr gering im Vergleich zu den hohen Nmin-Werten (62 - 87 kg N/ha) der Sonderkulturen Erdbeeren, Spargel, Gemüse und Reben. Die hohen Nmin-Werte (53 - 69 kg N/ha) für Kartoffeln, Silomais und K-Mais werden mit mittleren bis hohen N-Salden (44 - 73 kg N/ha) beschrieben. Für Raps und Tabak liegen die Nmin-Werte bei etwa 40 kg N/ha und zeigen einen mittleren (Tabak 45 kg N/ha) bis sehr hohen N-Saldo (Raps 109 kg N/ha). Den Nmin-Werten für Getreide (36 - 39 kg N/ha) stehen für W-Weizen und W-Gerste mit 50 bzw. 57 kg N/ha relativ hohe N-Salden gegenüber, während für S-Gerste der N-Saldo mit 5 kg N/ha sehr gering ist. Bei den hohen N-Salden für W-Weizen und W-Gerste ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Düngemenge für W-Weizen um ca. 30 kg N/ha und für W-Gerste um ca. 10 kg N/ha zu hoch angesetzt wurde. Dies wird auch an den sehr hohen N-Salden der einfachen Bilanz von 83 bzw. 74 kg N/ha deutlich. Insgesamt ist im Vergleich mit den Nmin-Werten zu vermuten, dass bei den STOFFBILANZ-Berechnungen das kulturspezifische Auswaschungsrisiko für die Sonderkulturen Erdbeeren, Spargel, Gemüse, Reben sowie Z-Rüben, Silomais und S-Gerste unterschätzt wird, während dieses für Raps und W-Gerste überschätzt wird.

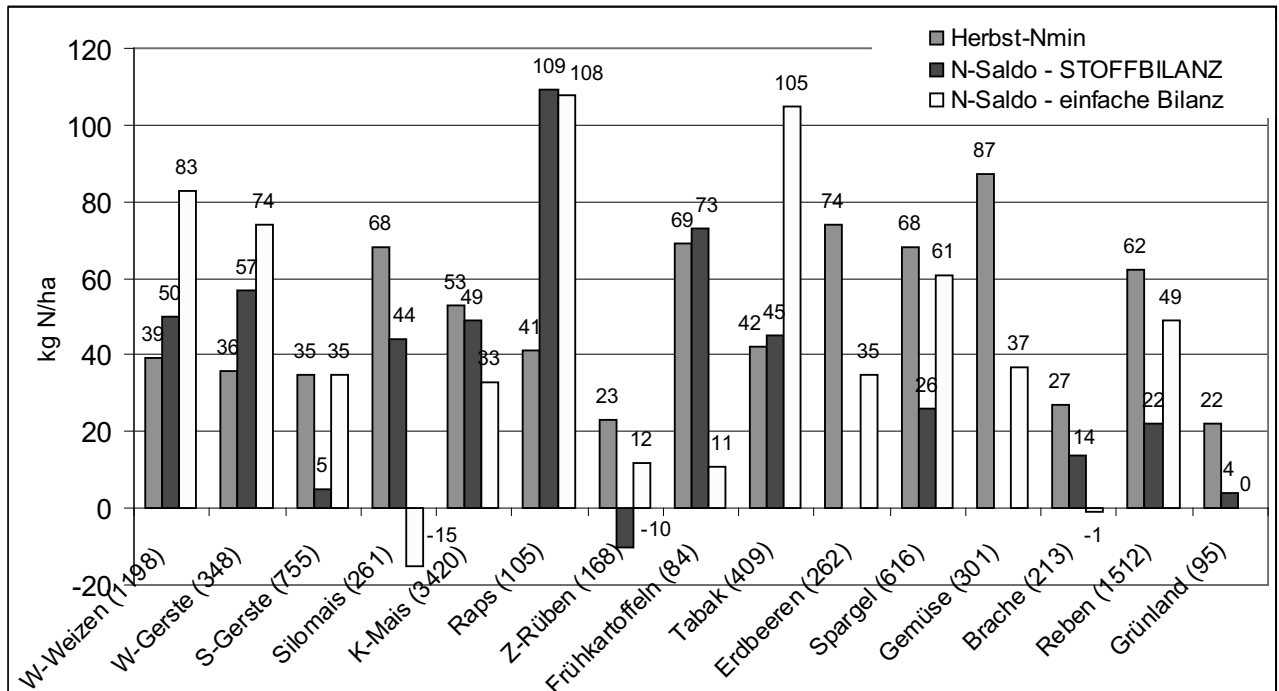


Abb. 43: Herbst-Nmin Werte (0 – 90 cm) der Wasserschutzgebiete im Vergleichsgebiet 3 (Rheinebene); Mittelwerte 2001 bis 2004; in () Anzahl der Standorte. Auswertung nach der Hauptfrucht gemäß den Kulturgruppen in STOFFBILANZ. Zusätzlich kulturspezifischer N-Saldo 2000 für das iPG auf deutscher Seite nach STOFFBILANZ und als einfache Bilanz. Bei Erdbeeren und Gemüse wurden die N-Salden der einfachen Bilanz auch in STOFFBILANZ angesetzt. Bei Tabak sind für die N-Salden die Werte für die Sortengruppe Burley/Geuderteimer dargestellt. Datenquelle für Nmin-Werte: LTZ Augustenberg.

Abschätzung der Unschärfen auf den flächenhaften N-Austrag

Der Flächenanteil für Weinbau beträgt auf deutscher Seite im iPG 6 % und im äPG 3 % (Anhang T7). Somit ist die Unterschätzung der N-Fracht für 2000 auf die Projektteilgebiete bezogen zwar gering, auf lokaler Ebene (z. B. Kaiserstuhl, Markgräfler Land) kann die Unterschätzung aber deutlich höher sein. Allerdings wird von Fachleuten darauf hingewiesen, dass insbesondere in der Region Kaiserstuhl zu vermuten ist, dass die im Boden vorliegenden Nitratmengen (Nmin-Gehalte) aufgrund der geringen Niederschlagsmengen, der hohen Feldkapazität und der enormen Mächtigkeit der Lößböden nicht vollständig zum Austrag gelangen (RIEDEL, mdl. Mitteilung).

Der Flächenanteil für Erdbeeren, Spargel, Gemüse, Z-Rüben, Silomais und S-Getreide an der Ackerbaufläche auf deutscher Seite im Jahr 2000 beträgt im iPG 14,2 %, wobei S-Getreide und Silomais mit 6,8 bzw. 3,9 % den größten Anteil haben (Tab. 23). Im äPG beträgt der Anteil 12,3 %, wobei wiederum S-Getreide und Silomais mit 3,4 bzw. 7,1 % den größten Anteil beitragen. Die Unterschätzung des N-Austrags aufgrund möglicher Unterschätzung N-Salden dieser Kulturen wird teilweise durch eine mögliche Überschätzung der N-Salden für Raps und W-Gerste kompensiert. Ihr Flächenanteil am

iPG beträgt 0,5 bzw. 3,6 % und am äPG 0 bzw. 3,4 %. Unschärfen bei den N-Salden der genannten Kulturen dürften somit eher nur auf lokaler Ebene von Bedeutung sein. Dagegen schlägt die Überschätzung des N-Saldos von W-Weizen aufgrund des relativ hohen Flächenanteils von 14 % im iPG und 18 % im äPG auf deutscher Seite etwas stärker zu Buche.

Berücksichtigung von Mobilisierung und Immobilisierung

Im Vergleich zur einfachen Bilanz sind die kulturspezifischen N-Salden nach STOFFBILANZ teilweise deutlich anders, da Mobilisierungs- und Immobilisierungsprozesse innerhalb eines Anbaujahres nicht immer ausgeglichen sind (Abb. 43 und Anhang T2). Für W-Gerste, S-Gerste und W-Weizen sind die N-Salden nach STOFFBILANZ bis zu 30 kg N/ha niedriger, da das Stroh etwa zur Hälfte (W-Gerste) bis fast vollständig (W-Weizen, W-Roggen) auf dem Feld verbleibt (Tab. 34) und die Strohrotte mit N-Immobilisierungsprozessen verbunden ist (Kap. 2.1). Auch bei Tabak, Spargel, Reben und Z-Rüben überwiegt die N-Immobilisierung, während bei Silomais, Kartoffeln, K-Mais und Brache die N-Mineralisierung überwiegt.

Plausibilisierung der N-Mineralisierung

Die Plausibilisierung der in STOFFBILANZ berücksichtigten Daten für die N-Mineralisierung anhand von **Messungen** ist schwierig; insgesamt scheinen die Werte für die Mineralisierung eher im unteren Bereich der von RÜCK (1993), LORENZ (1992), HONISCH (1996) und YILMAZ (1998) für Lößcatalenen im Kraichgau ermittelten Messwerte zu liegen (vgl. Kap. 4.6.6.5 und Kap. 4.6.6.6). Die Zuordnung der Messwerte zu einzelnen Kulturen ist nur teilweise erfolgt. Deshalb wird hier versucht über einen konzeptionellen Ansatz die Größenordnung für die N-Mineralisierung zu ermitteln und zur Plausibilisierung heranzuziehen. Für zwei Gemeinden mit unterschiedlicher Kulturartenverteilung wurde eine geschlossene **N-MASSEN Bilanz** berechnet (Kap. 6.2.) und die darüber ermittelte kulturspezifische N-Mineralisierung mit den in STOFFBILANZ berücksichtigten Werten verglichen (Kap. 6.2.2).

Beim Vergleich der nach den GL 30 bis GL 33 ermittelten Werten für die N-Mineralisierung ist allerdings zu beachten, dass der für die beiden Berechnungsansätze berücksichtigte N-Anteil, der langfristig aus Wirtschaftsdünger mineralisiert (DNorg_f) wird, unterschiedlich angerechnet wird. Bei der N-MASSEN Bilanz wird der DNorg_f vollständig angerechnet, beim Berechnungsansatz des Modells STOFFBILANZ dagegen nur zu 25 %. Dies bedeutet für die Beispielgemeinden Auggen und Weisweil, dass die N-Mineralisierung der

MASSENBILANZ vom Berechnungsansatz her um 10 kg N/ha über der N-Mineralisierung nach STOFFBILANZ liegt.

Tab. 42: Vergleich der N-Mineralisierung nach STOFFBILANZ (links) bzw. MASSENBILANZ (rechts) für die Gemeinden Auggen und Weisweil, jeweils mit und ohne Zwischenfrüchte (ZF); MW = flächengewichtetes Mittel. Anhang, T9, T10; T11, T12.

N-Mineralisierung	WW	WW	WR	WR	WG	WG	SG	SG	SM	SM	KM	KM	R	R	ZR	ZR	K	K	MW	MW
Auggen o. ZF	33	53	29	52	46	54	29	57	97	97	107	90	101	109	111	95	119	106	57	70
Auggen m. ZF	33	64	29	63	46	66	29	72	97	113	107	105	101	120	111	122	119	121	57	84
Weisweil o.ZF	32	58			45	59	29	64			108	92					120	113	88	86
Weisweil m.ZF	32	70			45	71	29	71			108	96					120	119	88	91

Die N-Mineralisierung ist bei der Bilanzierung nach STOFFBILANZ für die körnermaisbetonte Fruchtfolge (Weisweil) bei einem Mittelwert von 88 kg N/ha deutlich höher als für die getreidebetonte Fruchtfolge (Auggen) bei einem Mittelwert von 57 kg N/ha (Tab. 42). Auch nach MASSENBILANZ ist die N-Mineralisierung in Weisweil mit 86 kg N/ha höher als in Auggen mit 70 kg N/ha. Unter Berücksichtigung des Anbaus von Zwischenfrüchten (ZF) erhöht sich die N-Mineralisierung. Da für die Gemeinde Auggen mit getreidebetonter Fruchtfolge bei gleichem prozentualem Anbauumfang mehr Zwischenfrüchte angebaut werden können, verringert sich der Unterschied in der N-Mineralisierung zwischen Auggen und Weisweil von 16 kg N/ha auf nur noch 7 kg N/ha.

Die N-Mineralisierung für W-Weizen beträgt nach STOFFBILANZ 33 bzw. 32 kg N/ha und variiert nach MASSENBILANZ zwischen 53 und 58 kg N/ha (ohne ZF) und zwischen 64 und 70 kg N/ha (mit ZF). Auch für W-Roggen, S-Getreide und W-Gerste scheint die N-Mineralisierung nach STOFFBILANZ selbst im Vergleich zum Anbau ohne Zwischenfrüchte zu gering zu sein. Für Silomais und Raps ist die Übereinstimmung gut, für K-Mais, Z-Rüben und Kartoffeln scheint die Mineralisierung nach STOFFBILANZ etwas zu hoch zu liegen.

Auch Zwischenfrüchte können die N-Mineralisierung im Folgejahr (Abb. 41 und Abb. 42) und damit die N-Salden für Silomais, K-Mais und Raps (Abb. 39 und Abb. 40) deutlich erhöhen, sofern die Düngemenge nicht entsprechend angepasst wird. Die Wirkung der Maßnahme Zwischenfruchtanbau liegt letztlich in der Verringerung der Düngemenge begründet, da der Zwischenfruchtanbau den Stickstoff konserviert und der Folgekultur zur Verfügung stellt.

Abschätzung der Unschärfen für die N-Mineralisierung auf den N-Austrag

Die Unschärfen bei der N-Mineralisierung nach dem Berechnungsverfahren STOFFBILANZ führen dazu, dass die N-Salden für Getreide vermutlich eher unterschätzt und für Kartoffeln und K-Mais eher überschätzt sind. Dies führt bei der Gemeinde Auggen mit getreidebetonter Fruchtfolge zu einem um 8 kg N/ha geringeren N-Saldo im Vergleich zur MASSENBILANZ bzw. einfachen Bilanz und bedeutet, dass sich der N-Vorrat des Bodens in Auggen jährlich um 8 kg N/ha anreichert (Abb. 35). Bei der Gemeinde Weisweil mit körnermaisbetonter Fruchtfolge ergeben sich umgekehrte Verhältnisse, der N-Saldo ist 6 kg N/ha höher, d. h. der N-Vorrat würde sich allmählich verringern (Abb. 36). Die Humusgehalte zweier K-Maisflächen in der Rheinebene, die bereits seit über 30 Jahren in Monokultur angebaut werden, deuten allerdings auf keine Verringerung des N-Vorrats hin (HUGGER 2006).

Unter der Annahme, dass anhand der einfachen Bilanz langfristig gesehen der N-Austrag am genauesten quantifiziert wird, beträgt die Unschärfe im N-Saldo Ackerbau somit 11 % Überschätzung für Weisweil und 23 % Unterschätzung für Auggen. Auf das Projektgebiet bezogen können sich die Unter- und Überschätzungen teilweise ausgleichen. Da bei den Berechnungen im Projekt MoNit die Düngemengen für W-Weizen vermutlich um ca. 30 kg N/ha und für W-Gerste um 10 kg N/ha zu hoch angesetzt waren, wie Landwirte nach Abschluss der Arbeiten rückmeldeten (HUGGER, mdl. Mittlg.), ist die Unterschätzung im flächenhaften N-Austrag eher geringer als für die getreidebetonte Gemeinde Auggen beispielhaft berechnet. Auch wenn die Abweichungen auf das Projektgebiet gesehen gering sein dürften, so ist generell anzumerken, dass in Hinblick auf die Berechnung von Bewirtschaftungsszenarien, bei denen die Kulturartenverteilung geändert wird (z. B. K-Maisanbau verringert und Getreideanbau erhöht) Unschärfen anhand von Sensitivitätsanalysen quantifiziert werden sollten.

7.1.3 Änderung des N-Pools für die Hauptnutzung Acker

Einführung

Von gebietskundigen Fachleuten (WALDMANN, mdl. Mittlg.) wird angenommen, dass der N-Pool im Mittel weitgehend konstant ist, Humusaufbau oder –abbau im Oberrheingraben zwar lokal, z. B. bei ackerbaulich genutzten Moorböden auftreten kann, aber nicht großflächig stattfindet. Unterschiede von +/- 10 kg N/ha in der Mobilisierung bzw. Immobilisierung führen selbst über einen sehr langen Zeitraum von mehr als 30 Jahren zu analytisch kaum nachweisbaren Änderungen im Gesamt-N-Gehalt des Bodens. Allerdings wirken sich

Änderungen von +/-10 kg N/ha im N-Austrag bei den geringen Sickerwassermengen des Oberrheingrabens rechnerisch bereits deutlich auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser aus. Deshalb erscheint es sinnvoll zu Überprüfen, ob bei den Modellberechnungen mit STOFFBILANZ die N-Mineralisierungs- und N-Immobilisierungsprozesse im Gleichgewicht sind bzw. sich Hinweise auf Änderungen des N-Pools ergeben und in welcher Größenordnung diese liegen. Als Prüfgröße werden für die Hauptnutzungsform Ackerbau die N-Mobilisierung und N-Immobilisierung gemäß GL 30 und GL 31 berechnet und gegenübergestellt.

Die Betrachtung erfolgt getrennt für die französische und die deutsch-schweizerische Seite, da aufgrund der unterschiedlichen Viehhaltungssysteme das Verhältnis von anfallender Gülle und Festmist variiert und sich somit der Anteil des verfügbaren N unterscheidet. Für die deutsch-schweizerische Seite wurde für die Modellierungsjahre 1990 und 2000 angenommen, dass 50 % des DNorg im Anwendungsjahr verfügbar sind, für die französische Seite nur 30 %. Für das Modellierungsjahr 1980 wurden für beide Seiten 30 % angesetzt. Die Nachlieferung aus organischer Düngung wurde jeweils mit 25 % des organisch gebundenen N angesetzt (Tab. 26). Entsprechend erfolgt die Berechnung der N-Mineralisierung und N-Immobilisierung gemäß der Gleichungen GL 30 und GL 31, wobei $DNorg_f = 0,3DNorg$ bedeutet bzw. $= 0,5DNorg$ auf deutscher Seite für 1990 und 2000.

Änderung des N-Pools im zeitlichen Verlauf

Im Betrachtungszeitraum 1980 bis 2000 ergaben sich umfangreiche Änderungen in der Bewirtschaftungspraxis beiderseits des Rheins. Die Reduzierung des Viehbesatzes, Änderungen der Kulturartenverteilung und Ertragssteigerungen sind die wesentlichen Einflussgrößen auf den N-Pool des Bodens. Da diese Änderungen regional unterschiedlich stark ausgeprägt sind, ergibt sich ein räumlich und zeitlich differenziertes Bild für die N-Anreicherung bzw. N-Abreicherung des Bodens.

Zunächst soll die Entwicklung im Mittel des gesamten Projektgebietes betrachtet werden. Für das Modellierungsjahr 1980 ergibt sich auf französischer und deutsch-schweizerischer Seite eine N-Anreicherung in Höhe von jeweils 11 kg N/ha, wobei diese im äPG etwas höher liegt als im iPG (Tab. 43). Der wesentliche Faktor für das Überwiegen der N-Immobilisierung ist der relativ hohe Viehbesatz mit einem Wirtschaftsdüngeranfall (DNorg) von über 60 kg N/ha, der gemäß Tab. 26 zu 60 % immobilisiert wird. Auch andere Autoren (NIEDER 2000, NIEDER ET AL. 2003, GUTSER 2008) berichten von einer

N-Anreicherung des N-Pools durch organische Dünger, insbesondere da deren Langzeitwirkung in den Düngungspraktiken der 70er bis 90er Jahre nicht ausreichend berücksichtigt wurde. Neben dem langsam wirksamen N-Anteil des Wirtschaftsdüngers (für 1980: 70 % des DNorg) stellt die N-Immobilisierung in der Restpflanze (Ngrün) die zweite Position dar, die einen relevanten Anteil zur N-Immobilisierung leistet. Während Ngrün für das Jahr 1980 allerdings nur ca. 40 – 50 kg N/ha beträgt, steigt der Beitrag aufgrund der Zunahme des Maisanbaus und von Ertragssteigerungen fast aller Kulturen bis zum Jahr 2000 auf etwa 60 – 70 kg N/ha an (Abb. 19 und Abb. 20).

Für das Modellierungsjahr 1990 ergibt sich für die französische Seite eine N-Anreicherung von nur noch 8 kg N/ha, während sich auf deutsch-schweizerischer Seite eine negative N-Anreicherung (= N-Abreicherung) in Höhe von - 11 kg N/ha ergibt (Tab. 43). Die erhebliche Änderung des N-Pools auf deutscher Seite ist bedingt durch den starken Rückgang der N-Immobilisierung von 88 kg N/ha für 1980 auf 67 kg N/ha für 1990. Da sich die N-Immobilisierung in der Restpflanze (Ngrün) zwischen 1980 und 1990 allerdings nur um ca. 5 kg N/ha erhöht hat (Abb. 19 und Abb. 20), sind die wesentlichen Ursachen für den Rückgang der N-Immobilisierung (i) der starke Rückgang der Wirtschaftsdüngermenge (DNorg) um 26 kg N/ha auf deutscher Seite und (ii) die Annahme für die deutsche Seite, dass aufgrund veränderter nunmehr gülledominierter Viehhaltungssysteme der im Anwendungsjahr verfügbaren N mit 50 % statt 30 % des DNorg berücksichtigt wird (Tab. 26).

Für das Modellierungsjahr 2000 ergibt sich für die französische Seite eine N-Anreicherung von knapp 7 kg N/ha, während sich auf deutsch-schweizerischer Seite ein leicht negativer Wert (N-Abreicherung) von - 3,4 kg N/ha ergibt (Tab. 43). Wesentliche Ursache für die Entwicklung auf deutscher Seite ist der Anstieg der N-Immobilisierung in der Restpflanze (Ngrün) von mehr als 10 kg N/ha (Abb. 19 und Abb. 20). Der weitere Rückgang des Viehbesatzes und die damit einhergehende Verringerung der Immobilisierung hat diese Entwicklung zwar abgeschwächt, aber nicht umgekehrt.

Tab. 43: N-Mobilisierung, N-Immobilisierung, N-Anreicherung und Wirtschaftsdüngeranfall (DNorg) für das französische und deutsch-schweizerische Teilgebiet; Mittelwerte für die Hauptnutzung Acker auf Rasterebene berechnet für die Jahre 1980, 1990 und 2000.

Jahr	Teilgebiet		N-Mobilisierung [kg N/ha]	N-Immobilisierung [kg N/ha]	N-Anreicherung [kg N/ha]	DNorg [kg N/ha]
1980	iPG	F	77,6	88,0	10,3	56,6
		D/CH	75,9	87,4	11,5	65,8
	äPG	F	90,7	108,8	18,1	74,0
		D/CH	84,3	98,0	13,7	65,0
	PGgesamt	F	79,5	90,9	11,4	61,6
		D/CH	76,1	87,6	11,5	65,8
1990	iPG	F	85,1	93,1	8,0	43,1
		D/CH	76,8	65,9	-10,9	38,6
	äPG	F	98,4	110,0	11,7	74,6
		D/CH	82,2	74,0	-8,2	56,7
	PGgesamt	F	87,6	96,2	8,0	48,9
		D/CH	77,2	66,5	-10,7	39,8
2000	iPG	F	85,5	91,8	6,3	30,3
		D/CH	73,4	70,0	-3,4	26,7
	äPG	F	100,0	108,4	8,4	60,2
		D/CH	82,2	78,1	-4,0	41,5
	PGgesamt	F	88,2	94,9	6,7	36,0
		D/CH	73,7	70,3	-3,4	27,3

Insgesamt führt der für den Ackerbau angewendete Bilanzierungsansatz für 1980 aufgrund des hohen Wirtschaftsdüngeranfalls zu einer Anreicherung des N-Pools. Für die Jahre 1990 und 2000 ergeben sich im Mittel des Projektgebietes weitgehend ausgeglichene Verhältnisse zwischen N-Anreicherung und N-Abreicherung, wobei sich deutliche Unterschiede zwischen dem französischen und deutsch-schweizerischen Teilgebiet ergeben. Diese sind auf unterschiedliche Bewirtschaftungsbedingungen, wie dem Viehbesatz, dem Viehhaltungssystem (N-Verfügbarkeit des organischen Düngers), der Kulturartenverteilung und den Ertragssteigerungen zurückzuführen.

Insbesondere für das Jahr 2000 sind die Änderungen im N-Pool und somit auch der Humusabbau oder -aufbau im Projektgebiet MoNit großflächig weitgehend im Gleichgewicht. Dies deckt sich mit der eingangs erwähnten Experteneinschätzung.

Variabilität des N-Pools auf Gemeindeebene

Auf Ebene der Gemeinden/Cantone variiert die N-Anreicherung allerdings deutlich. Für das Jahr 2000 überwiegt auf dem deutsch-schweizerischen Teilgebiet bei 68 Gemeinden die N-Mobilisierung die N-Immobilisierung, so dass sich eine Abreicherung des N-Pools ergibt (Abb. 44). Mit -32 kgN/ha zeigt die Gemeinde Ihringen die höchste N-Abreicherung (= negative N-Anreicherung). Mit Verringerung der N-Abreicherung (Ihringen bis Rheinmünster) nimmt die N-Mobilisierung ab, was insbesondere auf den Teilprozess N-Mineralisierung des Bodens zurückzuführen ist, da die Mineralisierung aus Ernteresten für alle Gemeinden weitgehend konstant ist. Die N-Immobilisierung liegt für alle Gemeinden mit Werten überwiegend zwischen 60 und 80 kg N/ha auf relativ konstantem Niveau. Allerdings wird deutlich, dass mit sich verringernder N-Abreicherung (Ihringen bis Rheinmünster) die N-Immobilisierung über die Restpflanze tendenziell abnimmt und die N-Immobilisierung über Wirtschaftsdünger tendenziell zunimmt.

Diese Trends setzen sich auch für die 39 Gemeinden fort, bei denen die N-Immobilisierung die N-Mobilisierung übersteigt und sich eine N-Anreicherung ergibt (Abb. 45). Sie steigt von $0,2 \text{ kg N/ha}$ für die Gemeinde Ballrechten-Dottingen bis auf 19 kg N/ha für die Gemeinde Steinen (D) bzw. 34 kg N/ha für die Gemeinde Riehen (CH) an. Auch hier ist die entscheidende Einflussgröße die unterschiedliche N-Mineralisierung aus dem Boden. Tendenziell liegen auch eher leicht negative Werte für die Mineralisierung aus Ernteresten vor.

Die große Übereinstimmung in der Dynamik der N-Mobilisierung und N-Immobilisierung macht deutlich, dass beide Größen im Wesentlichen von der Kulturartenverteilung abhängig sind, welche die entscheidenden Teilprozesse N-Immobilisierung in der Restpflanze (Ngrün) und N-Mineralisierung aus dem Boden (NNBo) maßgeblich beeinflusst (siehe Kap. 4.6.6.5). Die Höhe der N-Mineralisierung aus dem Boden (NNBo) und die N-Immobilisierung aus Wirtschaftsdünger sind entscheidend dafür, ob es zur N-Anreicherung oder N-Abreicherung kommt. Die Gemeinden mit hoher N-Abreicherung zeichnen sich überwiegend durch hohen K-Maisanteil mit hoher N-Mineralisierung und geringem Viehbesatz aus, während sich die Gemeinden mit hoher N-Anreicherung durch höheren Getreide- und Silomaisanteil mit eher geringer N-Mineralisierung und hohem Viehbesatz auszeichnen. Da die N-Mineralisierung bei K-Mais etwas überschätzt und bei Getreide etwas unterschätzt ist (vgl. Kap. 7.1.2), sind die Ergebnisse für die N-Anreicherung bzw. N-Abreicherung vermutlich etwas überzeichnet.

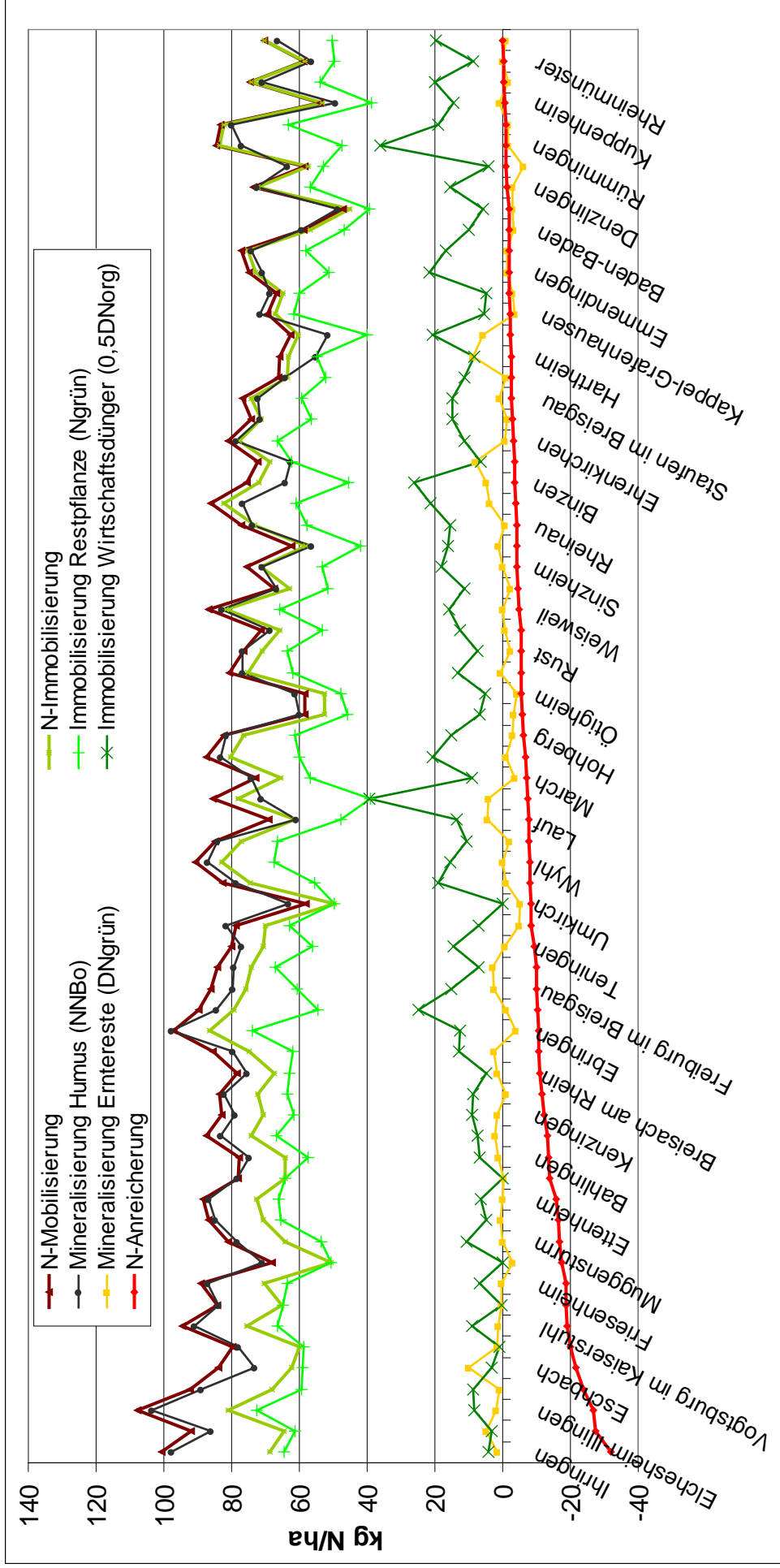


Abb. 44: Gemeinden auf deutsch-schweizerischem Teilgebiet mit Abreicherung des N-Pools (N-Mobilisierung > N-Immobilisierung) aufsteigend sortiert. N-Mobilisierung und N-Immobilisierung sowie deren Teilprozesse; Modellierungsjahr 2000.

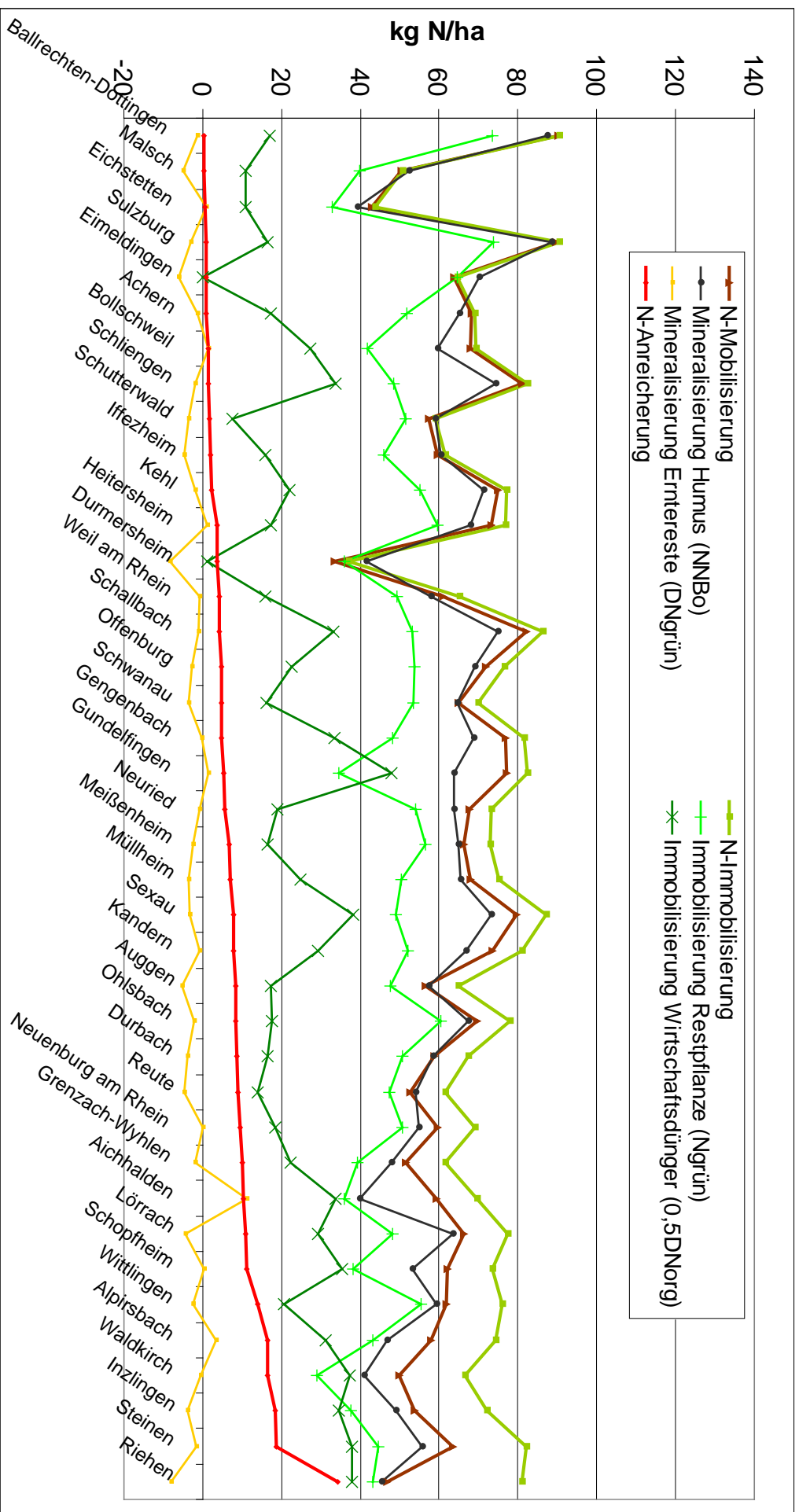


Abb. 45: Gemeinden auf deutsch-schweizerischem Teilgebiet mit Anreicherung des N-Pools (N-Immobilisierung > N-Mobilisierung) aufsteigend sortiert. N-Mobilisierung und N-Immobilisierung sowie deren Teilprozesse; Modellierungsjahr 2000.

7.1.4 Trendentwicklung der Bilanzglieder und N-Salden im Ackerbau

Als sensitivste Größen bei der Berechnung von regionalen N-Überschüssen gelten nach BACH (2008) in absteigender Reihenfolge die Ernteabfuhr, die Mineraldüngermenge und die Wirtschaftsdüngermenge. Die Abschätzung der Mineraldüngermenge stellt dabei das größte methodische Problem dar. Die im Rahmen des Projektes MoNit auf kulturspezifischer Ebene und teilweise auch für Regionen oder Bodeneigenschaften differenziert abgeschätzte Mineraldüngermenge und Erträge können nur auf aggregierter Ebene plausibilisiert werden. Hierzu bieten sich auf französischer und deutscher Seite Daten an, die im Rahmen des INTERREG-Projektes „Grenzüberschreitende Indikatoren zum Schutz des Grundwassers im Oberrheingraben“ zusammengestellt wurden (APRONA 2007). Aufgrund methodischer Unterschiede ist eine Plausibilisierung allerdings nur hinsichtlich der Trendentwicklung möglich.

7.1.4.1 Französisches Teilgebiet

Für die Region Elsass wurde eine Flächenbilanz für die landwirtschaftlich genutzte Fläche über die N-Zufuhr mit der Düngung und die N-Abfuhr mit dem Erntegut berechnet (Abb. 46). Als Datenquelle dienten die Handelsdüngerstatistik, Ertragsdaten und der Viehbesatz auf Ebene der Region Elsass. Die Region Elsass ist größer als das Projektteilgebiet auf französischer Seite, stellt aber die kleinste räumliche Einheit dar, auf der die notwendigen Daten in aggregierter Form verfügbar sind. Die Daten werden mit denen verglichen, die mit dem Modell STOFFBILANZ für das gesamte französische Teilgebiet (iPG + äPG) berechnet wurden.

Die **N-Zufuhr** über die mineralische und organische Düngung liegt für das Elsass annähernd konstant bei knapp 160 kg N/ha LF, wobei die Daten vor dem Jahr 1990 nur in 5-Jahresschritten vorliegen. Die im Modell STOFFBILANZ über die einzelnen Ackerbaukulturen und Flächenanteile hochgerechnete N-Zufuhr über die Düngung liegt ebenfalls auf konstantem Niveau.

Die **N-Abfuhr** mit dem Erntegut zeigt für das Elsass einen leicht steigenden Trend über den Zeitraum 1980 bis 2004. Dieser Trend wird anhand der Modellrechnung für das französische Teilgebiet gut wiedergegeben.

Der für das französische Teilgebiet mit STOFFBILANZ berechnete **N-Saldo** liegt auf leicht höherem Niveau und zeigt einen etwas stärker fallenden Trend als für die Region Elsass ermittelt. Da die Berechnung mit dem Modell STOFFBILANZ zusätzliche Bilanzglieder (atmosphärische Deposition, N-Mineralisierung des Bodens und der Erntereste,

Immobilisierung in der Restpflanze und Denitrifikation) berücksichtigt und als Bezugsgröße die Ackerfläche und nicht die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) zugrunde liegt, kann eine Übereinstimmung in der absoluten Höhe der N-Salden nicht erwartet werden. Auch für die Trendentwicklung sind gewisse Unterschiede zu erwarten. Z. B. hat sich in der Modellrechnung die atmosphärische Deposition von 18 kg N/ha im Jahre 1980 auf 12 kg N/ha im Jahre 2000 verringert und verstärkt somit den rückläufigen Trend im N-Saldo für das Modell STOFFBILANZ.

Insgesamt ergibt sich eine plausible Übereinstimmung in der Trendentwicklung für die N-Zufuhr über die Düngung, die N-Abfuhr mit dem Erntegut und die berechneten N-Salden.

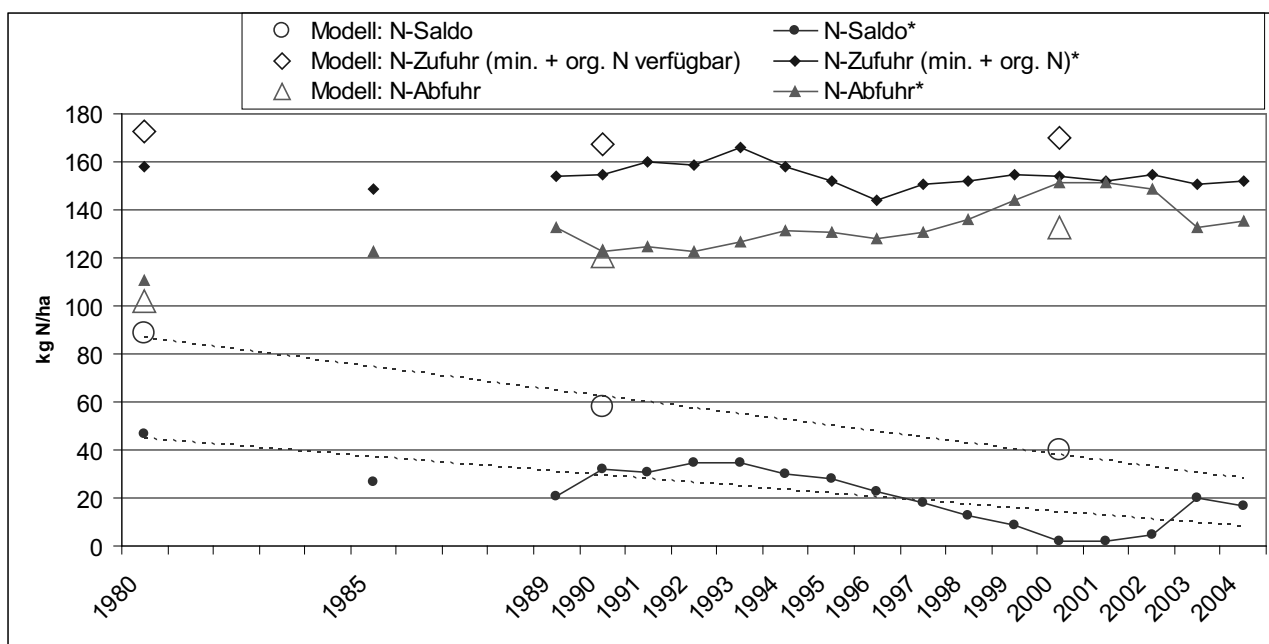


Abb. 46: Vergleich der Trendentwicklung der mit dem Modell für das französische Teilgebiet für die Ackerfläche berechneten Größen (N-Zufuhr, N-Abfuhr und N-Saldo) mit entsprechenden aus statistischen Daten (Handelsdüngerstatistik, Viehbesatz, Erträge) berechneten Werten für die landwirtschaftlich genutzte Fläche im Elsass. * ab 1991 Werte als gleitende Mittel über 3 Jahre angegeben. Für die N-Salden sind zusätzlich Trendlinien eingezeichnet. Datenquelle: APRONA 2007.

7.1.4.2 Deutsches Teilgebiet

Für die deutsche Seite liegt die Handelsdüngerstatistik nur auf Ebene Baden-Württembergs vor. Da sich die Anbauverhältnisse der Rheinebene aber deutlich von denen im restlichen Baden-Württemberg unterscheiden, wurde auf Daten der Betriebsebene zurückgegriffen (GAMER & ZEDDIES 2005, 2007). Die verschiedenen Betriebstypen in der Rheinebene können durch Vergleichsbetriebe beschrieben werden, so dass auf Grundlage der Buchführungsergebnisse der Vergleichsbetriebe der N-Saldo pro ha LF berechnet

und auf die Gesamtfläche (Vergleichsgebiet Rheinebene) extrapoliert werden kann. Der über die Hoftorbilanz ermittelte N-Saldo beinhaltet auch die gasförmigen Verluste und ist deshalb insbesondere bei viehhaltenden Betrieben höher als der über die Flächenbilanz ermittelte N-Saldo. Das landwirtschaftliche Vergleichsgebiet Rheinebene ist weitgehend deckungsgleich mit dem iPG auf deutscher Seite, entsprechend werden als Vergleichsdaten die N-Salden für die Ackerfläche auf deutscher Seite des iPG herangezogen. Obwohl es sich um sehr unterschiedliche Bilanzierungsverfahren handelt, wird erwartet, dass bei Betrachtung eines längeren Zeitraumes vergleichbare Entwicklungen zu verzeichnen sind (OENEMA ET AL. 2003).

Im Gegensatz zur französischen Seite verringerte sich auf deutscher Seite der **Mineraldünger**aufwand zu Beginn der 1990er Jahre sehr deutlich (Abb. 47). Dies ist vermutlich zumindest teilweise auf die am 01.01.1988 in Kraft getretene SchALVO zurückzuführen, die in Wasserschutzgebieten eine Verringerung der Mineraldüngermenge um 20 % zur Auflage machte. Auch in der Handelsdüngerstatistik Baden-Württembergs sind die Anfang der 1990er Jahre aufgeführten N-Mengen eher niedrig, steigen dann aber bis zum Wirtschaftsjahr 2000/01 wieder um fast 30 kg N/ha LF auf 96 kg N/ha LF an (Abb. 48). Im Bundesdurchschnitt ergibt sich ebenfalls ein Anstieg, allerdings nur um etwa 10 kg /ha LF.

Für das Jahr 1990 liegt der mit STOFFBILANZ ermittelte Mineraldünger

aufwand auf der gleichen Höhe wie der aus den Hoftorbilanzen abgeleitete (Abb. 47). Der für das Jahr 2000 berechnete Wert liegt allerdings deutlich höher. Eine mögliche Ursache ist, dass die Mineraldüngung bei W-Weizen (Flächenanteil von 14 %) um ca. 30 kg N/ha zu hoch angesetzt wurde, wie nach Abschluss der Arbeiten einige Landwirte rückmeldeten (**HUGGER**, mdl. Mittlg.). Für K-Mais, der mit einem Flächenanteil von 50 % den Mineraldünger

aufwand stark beeinflusst, wurden für 1990 und 2000 die gleichen Gesamtdüngemengen angesetzt, so dass das veränderte Düngeverhalten der Landwirte, das sich anhand der Hoftorbilanzen vermuten lässt, nicht adäquat abgebildet wird. Für das Jahr 1980 liegen aus den Hoftorbilanzen keine Vergleichsdaten vor, aber die Handelsdüngerstatistik für Baden-Württemberg weist für das Wirtschaftsjahr 1980/81 einen um ca. 20 kg N/ha höheren Wert auf als für 1990/91 (Abb. 48). Damit werden die Modellierungsergebnisse exakt bestätigt. Auch nach NIEDER (2003) wurden für die alten Bundesländer, in den 1980er Jahren Spitzenwerte des Mineraldünger

aufwandes erreicht.

Die in der Hoftorbilanz als **pflanzliche Produktion** ausgewiesene Position stellt nur den Anteil dar, der tatsächlich verkauft wird, Eigenfuttermittelverwertung ist z. B. nicht enthalten. Die N-Abfuhr vom Feld (Flächenbilanz) ist somit i. d. R. höher. Trotzdem kann die Trendent-

wicklung beider Größen vergleichend betrachtet werden. Für die pflanzliche Produktion wird ein steigender Trend deutlich, der auch für die mit STOFFBILANZ ermittelte N-Abfuhr vorliegt.

Die über die Hoftorbilanz errechneten **N-Salden** liegen auf einem etwas höheren Niveau als die über die Flächenbilanz mit STOFFBILANZ errechneten N-Salden. Da es sich um unterschiedliche Berechnungsansätze handelt, ist auch keine Übereinstimmung zu erwarten. Hinsichtlich der Trendentwicklung zeigen beide N-Salden einen eindeutigen Rückgang. Allerdings scheint der stark rückläufige Trend für den N-Saldo der Hoftorbilanz nur in etwas abgeschwächter Form mit dem Modell STOFFBILANZ nachgezeichnet zu werden. Ursache ist, dass der Rückgang des Viehbesatzes bei den Hoftorbilanzen stärker zum Tragen kommt, als bei der Flächenbilanz. Möglicherweise ist auch der mit STOFFBILANZ für das Jahr 2000. berechnete N-Saldo etwas zu hoch, da die Mineraldüngermengen für W-Weizen und W-Gerste etwas überschätzt wurden. :

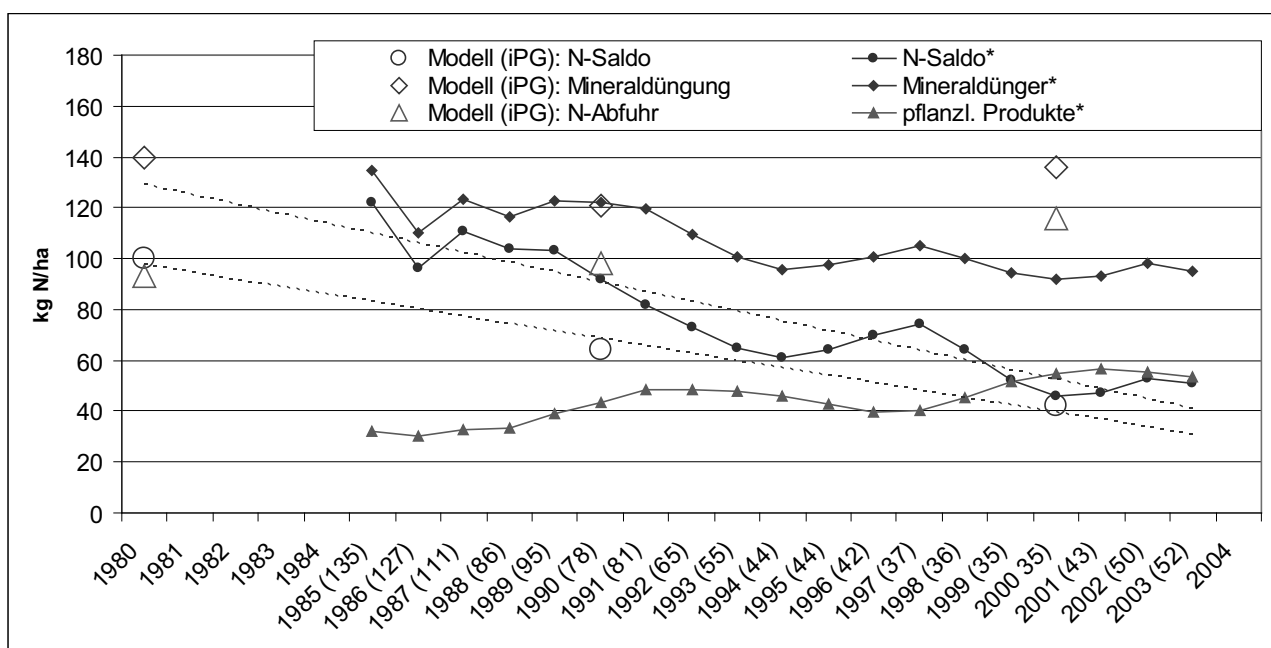


Abb. 47: Vergleich der Trendentwicklung der mit dem Modell für das iPG auf deutscher Seite für die Ackerfläche berechneten Größen (Mineraldüngung, N-Abfuhr und N-Saldo) mit entsprechenden Größen in kg N/ha LF aus Hoftorbilanzen von Buchführungsbetrieben für das landwirtschaftliche Vergleichsgebiet Rheinebene. In () Anzahl der Betriebe. * ab 1987 Werte als gleitende Mittel über 3 Jahre angegeben. Für die N-Salden sind zusätzlich Trendlinien eingezeichnet. Datenquelle: APRONA 2007.

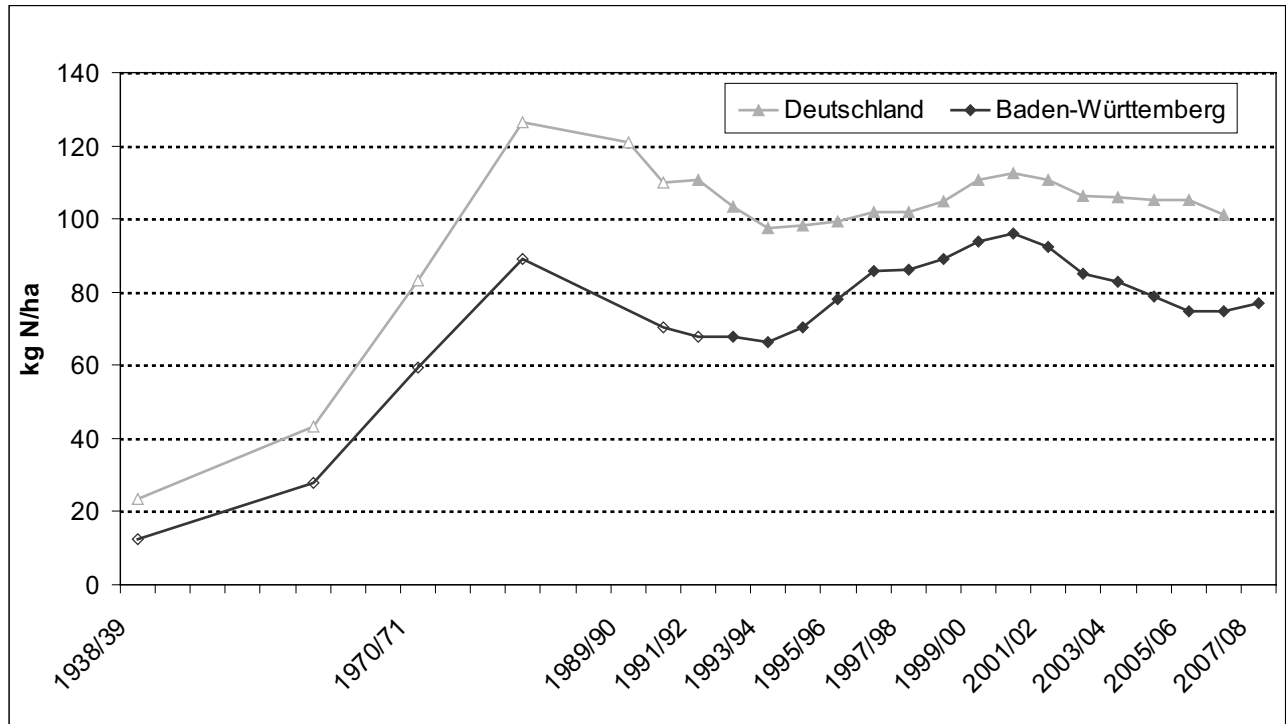


Abb. 48: Handelsdüngerabsatz auf Bundesebene und für Baden-Württemberg in kg N/ha LF inkl. Brachfläche. Werte ab WJ 1992/93 sind als gleitende Mittel über 3 Jahre berechnet; Wert für WJ 2007/08 vorläufig. Datenquelle: STATISTISCHES BUNDESAMT, Fachserie D/Reihe 9/11, Düngemittelversorgung zitiert in LEL (2008). Einseitige gleitende 3jährige Mittel ab 1991/92 für Deutschland, ab 1992/1993 für Baden-Württemberg.

Vergleich der berechneten N-Salden mit weiteren Untersuchungsergebnissen

BOCKSTALLER ET AL. (2006) kommen bei der N-Bilanzierung mit dem betrieblichen Umweltbewertungsverfahren REPRO im gleitenden zweijährigen Mittel (2002 und 2003) auf der Basis von schlagbezogenen N-Flächenbilanzen für fünf südbadische Betriebe¹ auf einen mittleren N-Bilanzsaldo in der Größenordnung von 45,7 kg N/ha². Das Berechnungsverfahren von REPRO berücksichtigt bei den N-Zufuhren die Immissionen, die organische und mineralische Düngung sowie die symbiontische N-Fixierung (in Ernte- und Wurzelrückständen) und bei den N-Abfuhren den N-Entzug durch Haupt- und Nebenprodukte (Marktfrüchte und Futterpflanzen) sowie Konservierungsverluste. Dabei wurde die atmosphärische Deposition pauschal mit 30 kg N/ha und damit vergleichsweise hoch angesetzt. BACH & FREDE (2005) ermittelten die Flächenbilanzüberschüsse Baden-Württembergs auf Gemeindeebene. Für die Gemeinden in der Rheinebene liegen die N-Überschüsse teilweise zwischen 30 und 50 kg N/ha, überwiegend aber zwischen 50 und 70 kg N/ha und damit etwas höher als mit dem Modell STOFFBILANZ berechnet. Aller-

¹ zwei Marktfruchtbetriebe, ein Naturland-Gemischtbetrieb, ein Marktfrucht-Futterbaubetrieb mit Grünlandanteil und ein Grünlandbetrieb

² arithmetisches Mittel aus zehn Betriebswerten

dings haben BACH & FREDE (2005) keine Denitrifikationsverluste berücksichtigt, die im Modell STOFFBILANZ bei ca. 20 kg N/ha liegen (vgl. Kap. 4.6.3).

Nach BMU & BMVEL (2008) hat sich der N-Saldo (inkl. gasförmiger Verluste aus Mineraldüngern und sonstiger Verluste z. B. Denitrifikation) für Baden-Württemberg im Zeitraum 1990 bis 2000 von 116 kg N/ha auf 95 kg N/ha um ca. 20 kg N/ha verringert. Die Ergebnisse von STOFFBILANZ für das iPG auf deutscher Seite zeigen mit einem Rückgang von 100 kg N/ha (1980) über 64 kg N/ha (1990) auf 42 kg N/ha (2000) einen ähnlichen Trend, allerdings auf einem etwas niedrigerem Niveau. Da innerhalb Baden-Württembergs für das Vergleichsgebiet Rheinebene mit seinem hohen Anteil an Marktfruchtbetrieben unterdurchschnittliche N-Salden berechnet werden, scheinen die mit STOFFBILANZ berechneten N-Salden insgesamt in einer plausiblen Höhe zu liegen (GAMER & ZEDDIES 2005).

7.1.5 Plausibilität des N-Austrags für die verschiedenen Hauptnutzungsformen

Insgesamt zeigen die in Kap. 6.1.4 (Abb. 21 bis Abb. 25) für die verschiedenen Hauptnutzungen dargestellten N-Salden ein plausibles Verhältnis zueinander, trotz der notwendigerweise unterschiedlichen Bilanzierungsansätze. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass die N-Salden für die Hauptnutzungsform Ackerbau gegenüber den aus agrarstatistischen Daten ermittelten Werten um 25 % reduziert wurden, um eine Überschätzung des flächenhaften N-Austrags insbesondere für die deutsche Seite zu vermeiden (vgl. Kap. 4.6.1). Die Plausibilisierung des N-Saldos für die Hauptnutzungsform **Ackerbau** wurde deshalb anhand des aus den agrarstatistischen Daten ermittelten N-Saldos vorgenommen (siehe Kap. 7.1.4).

Für die Hauptnutzung **Weinbau** ergibt sich in der Modellrechnung für das Jahr 2000 mit nur 22 kg N/ha ein relativ geringer N-Saldo, während Reben anhand von mehrjährigen Ergebnissen zum Herbstnitratgehalt im Boden eher kritisch zu bewerten sind (Kap. 7.1.2, Abb. 43). Für das Modellierungsjahr 1980 sind die N-Salden auf deutscher Seite dagegen relativ hoch im Vergleich zu den Vorjahren und zur französischen Seite. Dies liegt zum Teil in der hohen Düngemenge von 150 kg N/ha, zum Teil aber auch in dem für die deutsche und französische Seite unterschiedlichen Berechnungsansatz begründet (Kap. 4.4). Auf deutscher Seite werden die Bilanzglieder Mineralisierung aus dem Boden, Mineralisierung aus Ernteresten, N-Immobilisierung in der nicht erntbaren Restpflanze und N-Aufnahme der Begrünung berücksichtigt. Deren Quantifizierung ist allerdings mit großen Unschärfen verbunden, denn sie variieren sehr stark in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften

(Bodeneigenschaften, Niederschlagsverteilung, Exposition) und der Bewirtschaftungsweise (z. B. Begrünungsanteil, Art der Begrünung) der Reblagen. Selbst die diesbezüglich sehr unterschiedlichen Weinbauregionen Kaiserstuhl, Markgräfler Land und Ortenau werden in der Modellrechnung nicht differenziert. Allerdings konnten wesentliche Änderungen in der Bewirtschaftungspraxis zwischen dem Modellierungsjahr 1980 (z. B. kaum Begrünung, mehrfache Bodenbearbeitung) und dem Jahr 2000 mit den Bilanzgliedern Mineralisierung und Immobilisierung zumindest größenordnungsmäßig berücksichtigt werden, so dass die Trendentwicklung im N-Austrag relativ gut abgebildet sein dürfte.

Aufgrund der geringeren Sickerwassermenge im Lee der Vogesen ergeben sich für die französische Seite und das innere Projektgebiet bereits bei geringen N-Salden für das Jahr 2000 von 20 kg N/ha (F) bzw. 22 kg N/ha (D) Nitratkonzentrationen von 51 mg/l bis 60 mg/l, während sich für die im Anstieg des Schwarzwaldes gelegenen Weinbaugebiete Markgräfler Land und Ortenau (äPG) mit 26 mg/l eher ein geringer Wert ergibt.

Für die Hauptnutzungsform **Obstbau** sind die N-Salden mit Werten von 14 kg N/ha (2000) und etwas über 20 kg N/ha (1990) relativ gering. Da die Obstbauraster allerdings nicht nur Intensivobst, sondern auch einen erheblichen Anteil Streuobst umfassen, dessen N-Austragsproblematik ähnlich gering einzustufen ist wie das von Grünland, dürften die geringen N-Salden weitgehend plausibel sein. Unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge ergeben sich daraus mittlere Nitratkonzentrationen von etwa 15 mg/l.

Für die Hauptnutzungsform **Grünland** sind die N-Salden im äußeren Projektgebiet aufgrund des höheren Viehbesatzes im Mittel etwas höher als im inneren Projektgebiet. Für das Modellierungsjahr 1980 ergeben sich auf französischer Seite 18 kg N/ha im äPG und 7 kg N/ha im iPG bzw. auf deutscher Seite 11 kg N/ha im äPG und 6 kg N/ha im iPG. Mit dem Rückgang des Viehbesatzes reduziert sich der N-Saldo bereits im Jahr 1990 im inneren Projektgebiet beiderseits des Rheins auf den Mindestaustrag von 4 kg N/ha, d. h. die Grünlandnutzung in der Rheinebene ist sehr extensiv und die N-Salden sind niedriger als die der nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen Wald und Siedlung. Unter Berücksichtigung der Sickerwassermengen ergeben sich für das Jahr 2000 mittlere Nitratkonzentrationen zwischen 3 mg/l (D, äPG) bis 7 mg/l (F, iPG). Damit werden die von verschiedenen Autoren, z. B. LUBW (2005a) in ähnlichen regionalen Betrachtungen als durchschnittliche Nitratkonzentration unter Grünland angesetzten 10 mg/l unterschritten.

Laubwald hat im Vergleich zum **Nadelwald** aufgrund einer leicht höheren Nettoaufnahme einen entsprechend niedrigeren N-Saldo. Die höhere atmosphärische Deposition

am Schwarzwaldanstieg (Luv-Effekt) führt zu etwas höheren N-Salden für Laub- und Nadelwald im deutschen Teilgebiet, insbesondere im äPG. Für das Jahr 2000 beträgt äPG der mittlere N-Saldo Nadelwald 10 kg N/ha und für Laubwald 5 kg N/ha. Für das Jahr 1980 sogar bei 21 kg N/ha (Nadelwald) und 14 kg N/ha (Laubwald), da die atmosphärische Deposition deutlich höher lag. Anhand der berechneten N-Salden für Wald verringert sich die Belastung im Betrachtungszeitraum 1980 bis 2000. Dagegen zeigt das Basismessnetz des Grundwasserüberwachungsprogramms kaum Änderungen in der Nitratkonzentration des Grundwassers (LUBW 2006e). Die hohen atmosphärischen N-Einträge der Vergangenheit wurden wohl in der Humusschicht akkumuliert. Jüngere Untersuchungsergebnisse deuten allerdings darauf hin, dass sich aufgrund der Einengung der C/N-Verhältnisse allmählich die Humusform von Rohhumus zu Moder ändert, was mit erheblichen Mineralisierungsprozessen verbunden ist und ein Ansteigen der Nitratkonzentration im Grundwasser erwarten lässt (NIEDER ET AL. 2004).

Der deutliche Rückgang der N-Salden von 1980 zu 2000 ist allerdings wesentlich moderater, wenn man die sich daraus ergebenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser betrachtet. Die Konzentration verringert sich im äußeren Projektgebiet auf deutscher Seite bei Nadelwald von 9 mg NO₃/l auf 4 mg NO₃/l und für Laubwald von 8 mg NO₃/l auf 3 mg NO₃/l. Damit liegt die Nitratbelastung für 1980 durchaus im Bereich der natürlichen Hintergrundbelastung. Für das Jahr 2000 liegen die Konzentrationen eher zu niedrig. Allerdings spielt hierbei die Sickerwassermenge eine entscheidende Rolle. Im iPG werden für Laubwald bei einem ähnlich hohen N-Saldo, aber einer deutlich geringeren Sickerwassermenge (nur 225 mm statt 835 mm) Nitratkonzentrationen von 9 mg/l berechnet, für das Jahr 1980 sogar Konzentrationen von 25 mg/l. Insgesamt kann der rückläufige Trend, der sich aus den Bilanzierungsergebnissen für Wald ergibt, nicht bestätigt werden. Insbesondere für das Modellierungsjahr 2000 und bei hoher Sickerwassermenge im äPG scheint der Nitrataustrag aus der Waldfläche eher etwas unterschätzt zu sein.

Der N-Saldo für **Gewässer** entspricht dem Betrag nach dem N-Eintrag über die Atmosphäre und verringert sich entsprechend im Betrachtungszeitraum 1980 bis 2000 von ca. 15 kg N/ha auf 10 kg N/ha.

Für die **Devastierung** ist der N-Saldo etwas niedriger als für die Hauptnutzung Gewässer, da Denitrifikationsverluste berücksichtigt werden. Aufgrund der rückläufigen atmosphärischen N-Deposition verringert sich der N-Saldo von etwas über 10 kg N/ha auf 3 kg N/ha (F, iPG) bis 9 kg N/ha (D, äPG). Unter Berücksichtigung der Sickerwassermengen ergeben sich Nitratkonzentrationen für das Modellierungsjahr 2000 zwischen 5 mg/l (F, iPG)

und 14 mg/l (F, äPG), die damit - mit Ausnahme von F, iPG – etwas höher sind als für die Hauptnutzung Grünland.

Die N-Salden für die Hauptnutzung **Siedlung** liegen im Vergleich zur Devastierung auf etwas niedrigerem Niveau, da für die versiegelte Fläche angenommen wird, dass der über die atmosphärische Deposition eingetragene Stickstoff mit dem Oberflächenabfluss abgeführt wird. Im Ländlichen Raum wurde ein Versiegelungsanteil von 30 % und in den Ballungsräumen Strasbourg, Colmar und Freiburg ein Anteil von 60 % angesetzt. Die N-Salden verringern sich aufgrund der rückläufigen atmosphärischen N-Deposition von etwa 12 kg N/ha (1980) auf 7 kg N/ha (2000). Unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge ergeben sich für das Jahr 2000 mittlere Nitratkonzentrationen von 9 mg/l (D, äPG) bis 41 mg/l (F, iPG). Verschiedene Autoren (z. B. LUBW 2005a) gehen bei regionalen Betrachtungen von einer mittleren Nitratkonzentration unter Siedlung von 10 mg/l aus. Die mit STOFFBILANZ berechneten Konzentrationen liegen eher etwas höher, insbesondere für das Modellierungsjahr 1980 ergibt sich auf französischer Seite im iPG eine sehr hohe mittlere Konzentration von 119 mg/l. Da der N-Saldo mit 12 kg N/ha plausibel erscheint, liegt die Ursache offensichtlich in den geringen Sickerwassermengen, die bei der Berechnung der Nitratkonzentration zu extrem hohen Werten führen.

Insgesamt ergibt sich ein weitgehend plausibles Verhältnis für die N-Salden der verschiedenen Hauptnutzungsformen. Die unter Berücksichtigung der Sickerwassermengen berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lassen allerdings vermuten, dass der N-Austrag für Grünland und für Laub- und Nadelwald zumindest im äPG etwas unterschätzt wird. Der rückläufige Trend von 1980 zu 2000 scheint mit Ausnahme der Hauptnutzungen Laub- und Nadelwald insgesamt plausibel. Unplausibel hoch hingegen scheint die auf französischer Seite für das Jahr 1980 und die Hauptnutzung Siedlung berechnete mittlere Nitratkonzentration von 119 mg/l zu sein.

7.1.6 Ursachen für die Entwicklung der N-Austragsfracht

Die N-Austragsfracht im gesamten Projektgebiet hat sich von 42.000 t (1980) über 27.000 t (1990) auf 18.000 t (2000) mehr als halbiert (Kap. 6.1.7). Mögliche Ursachen sind der Rückgang der N-Salden für die verschiedenen Hauptnutzungsformen sowie die flächenmäßige Zunahme von Hauptnutzungsformen mit geringem N-Saldo wie Siedlung, Devastierung und Gewässer.

Bei der Entwicklung der N-Austragsfracht zwischen 1980 und 1990 ist zu berücksichtigen, dass die satellitengestützten Landnutzungsdaten für das Jahr 1980 eine unbefriedigende Qualität aufweisen, d. h. die Weinbaufläche und die Grünlandfläche werden erheblich überschätzt, während die Ackerbau- und Gewässerfläche unterschätzt werden (vgl. Kap. 4.6.1 und Kap. 6.1.7).

Im inneren Projektgebiet (iPG) ist der Rückgang der N-Fracht wesentlich durch die Verringerung der N-Frachten für die Nutzung Ackerbau und insbesondere im Zeitraum 1980 bis 1990 auch durch die Hauptnutzung Weinbau und Grünland bedingt. Für Acker- und insbesondere Weinbau sind die N-Salden stark rückläufig. Für Weinbau ist der Flächenanteil für 1980 deutlich überschätzt, was in Verbindung mit den hohen N-Salden von 95 kg N/ha (F) bzw. 175 kg N/ha (D) zu einer gewissen Überschätzung der N-Fracht für 1980 führt. Der rückläufige Trend für das iPG wird zwar aufgrund einer Zunahme der Ackerfläche von 34 % auf 49 % bei gleichzeitiger Abnahme der Grünlandfläche von 30 % auf 8 % abgeschwächt, aber nicht umgekehrt.

Im äußeren Projektgebiet (äPG) ist der Rückgang der N-Fracht **auf französischer Seite** zwischen 1980 und 1990 vor allem auf eine Verringerung der Frachten bei Weinbau, Grünland und Wald zurückzuführen. Allerdings dürfte die Bedeutung der Nutzung Acker bei der rückläufigen Entwicklung unterschätzt sein, da die Weinbau- und Grünlandflächen für 1980 auf Kosten der Ackerflächen deutlich überschätzt sind. Aufgrund des umfangreichen Waldanteils von etwa 50 % trägt die Verringerung des N-Saldos um nur 3 – 4 kg N/ha durchaus zu einer Reduzierung der N-Fracht bei. Zwischen 1990 und 2000 sind die wesentlichen Faktoren die Verringerung der N-Fracht bei der Nutzung Acker, Wald, Weinbau und Grünland. Da sich die Flächenanteile für Acker, Wald und Weinbau in diesem Zeitraum kaum verändern, sind die rückläufigen N-Salden die entscheidende Größe.

Für die **deutsche Seite des äPG** ist der Rückgang der N-Fracht stärker ausgeprägt als für die französische. Zwischen 1980 und 1990 sind v. a. die Nutzungen Weinbau und Wald für die Verringerung der N-Fracht verantwortlich. Da die Weinbaufläche für 1980 deutlich überschätzt ist und mit 175 kg N/ha einen sehr hohen N-Saldo aufweist, während die Ackerfläche entsprechend unterschätzt ist und einen N-Saldo von nur 72 kg N/ha aufweist, ist anzunehmen, dass die N-Fracht für 1980 vermutlich etwas überschätzt ist. Aufgrund des umfangreichen Waldanteils von etwa 75 % führt die Verringerung des N-Saldos um 7 – 8 kg N/ha zu einer deutlichen Reduzierung der N-Fracht. Zwischen 1990 und 2000 sind die wesentlichen Faktoren die Verringerung der N-Fracht bei der Nutzung Acker,

Wald, Weinbau und Grünland. Da sich die Flächenanteile für Acker, Wald, Weinbau und Grünland in diesem Zeitraum kaum verändern, sind die rückläufigen N-Salden die entscheidende Größe.

Die Verringerung der **N-Salden im Ackerbau** zwischen 1980 und 2000 (vgl. Kap. 6.1.2 und Kap. 7.1.4) sind im wesentlichen auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- Ertragssteigerungen durch Sortenoptimierung und Pflanzenschutzmitteleinsatz. Z. B. stieg der Ertrag für K-Mais auf deutscher Seite von 1980 auf 2000 um 46 % an.
- Rückgang des Viehbesatzes von 0,8 GV/ha auf 0,4 GV/ha (F) bzw. 0,3 GV/ha (D)
- Anpassung der Düngung an den Ertrag
- Rückgang der atmosphärischen N-Deposition um 7 – 8 kg N/ha

Insgesamt führen diese Faktoren zu einem deutlichen Rückgang der N-Salden für die Hauptnutzung Ackerbau, obwohl sich der Anbauumfang von K-Mais mit relativ hohem N-Saldo erhöht hat, während sich der Anbauumfang für W-Weizen mit vergleichsweise niedrigem N-Saldo verringert hat.

Die sehr starken Rückgänge der **N-Salden für Weinbau** sind auf eine Verringerung des N-Eintrags über die Düngung und die Atmosphäre zurückzuführen, sowie für die deutsche Seite auch auf Änderungen im Produktionsverfahren, die sich auf die Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse auswirken. Für das Modellierungsjahr 1980 wurde eine etwas höhere Mineralisierung berücksichtigt, da üblicherweise durch mehrfache Bodenbearbeitung die Reben unkrautfrei gehalten wurden. Dagegen wurde für die Jahre 1990 und 2000 aufgrund der praxisüblichen teilweise mehrjährigen Begrünung ein Überwiegen der N-Immobilisierungsprozesse angenommen.

Die rückläufigen **N-Salden für Obstbau und Grünland** sind durch die Reduzierung des Viehbesatzes und den Rückgang der atmosphärischen Deposition bedingt.

Bei den nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen **Laub- und Nadelwald, Gewässer, Siedlung und Devastierung** sind die Rückgänge im N-Saldo ausschließlich auf den Rückgang der atmosphärischen N-Deposition zurückzuführen.

7.1.7 Validierung des Modellsystems MoNit

Die mit dem Modell STOFFBILANZ ermittelten N-Austragsfrachten, bzw. das in Abb. 1 dargestellte Modellsystem MoNit wurde von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) in Karlsruhe anhand von Messwerten zur Nitratkonzentration im Grundwasser validiert (LUBW 2006a).

Vorgehensprinzip bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Grundwasser

Mit Hilfe der Modellierung der Grundwasserströmung und des Nitrattransportes kann im Oberrheingraben die Nitratkonzentration im Grundwasser horizontal in einem $100 \times 100 \text{ m}^2$ -Raster und vertikal in zehn Tiefenstufen differenziert berechnet werden. Um die aktuelle Nitratkonzentration im Grundwasser widerspiegeln zu können, sind Daten zu den flächendeckenden N-Einträgen der Vergangenheit notwendig. Mit dem Modell STOFFBILANZ wurden die N-Austräge aus der Bodenzone für die Zeitpunkte 1980, 1990 und 2000 berechnet. Da der Nitrattransportmodellierung eine dreidimensionale Nitratanzugsverteilung zugrunde zu legen ist, wurde eine Vorlaufsimulation für die Jahre 1950 bis 1980 durchgeführt. Hierzu wurde in Anlehnung an Literaturdaten (vgl. NIEDER 2003) eine N-Austragsverteilung für das Jahr 1950 mit einem mittleren N-Saldo von 5 kg N/ha angenommen. Für die zwischen 1950, 1980, 1990 und 2000 liegenden Jahre wurden die N-Austräge linear interpoliert. Die so generierte jährliche N-Austragsverteilung, die den Nitrataustrag aus der Bodenzone quantifiziert, wurde unter Berücksichtigung der Verweilzeiten, die für jede $100 \times 100 \text{ m}^2$ -Rasterzelle berechnet wurde, als jährliche N-Eintragsverteilung an das Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell übergeben.

Modellierung von Grundwasserströmung und Nitrattransport

Für die Modellierung der Grundwasserströmung und des Nitrattransportes wurden verschiedene, an die Verhältnisse des Oberrheingrabens angepasste Sektormodelle miteinander verbunden, mit denen bestimmte Teilbereiche und -prozesse beschrieben werden (LUBW 2006b):

- den hydrogeologischen Aufbau des Oberrheingrabens als Grundlage für das Grundwasserströmungsmodell MODFLOW,
- die monatliche Grundwasserneubildung und die randlichen Zuströme aus Vogesen und Schwarzwald (GWN_BW),
- die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer (STREAM) und
- die Modellierung des Nitrattransportes und -abbaus in der gesättigten Zone (MT3D).

Voraussetzung für die valide Simulation der gemessenen Nitratkonzentrationen ist, dass auch die einzelnen Glieder der Modellkette größtmögliche Richtigkeit aufweisen. Die Kalibrierung der Modelle zur Grundwasserströmung und zum Nitratabbau erfolgte in mehreren Schritten.

Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells MODFLOW

Zunächst wurde das Grundwasserströmungsmodell anhand der grenzüberschreitend gemessenen Piezometerhöhen (Stichtag 20.10.1986), mit denen etwa mittlere Grundwasserströmungsverhältnisse repräsentiert werden, **stationär kalibriert**. Dabei wurden als Eichgrößen die horizontalen Durchlässigkeiten und die Leakagekoeffizienten zu den Oberflächengewässern variiert. Nach Modellanpassung lag die mittlere Abweichung an den 1020 Messstellen bei 0,61 m und damit deutlich unter 1 % der Piezometerhöhendifferenz im Modellgebiet.

Anschließend erfolgte eine **instationäre Kalibrierung**, um auch die jahreszeitliche Dynamik der Wasserstände ausreichend zu reproduzieren. Dabei wurden folgende vier Modellrandbedingungen instationär angesetzt: (i) Grundwasserneubildung aus Niederschlag, (ii) Wasserspiegellage des Rheins und des Rheinseitenkanals, (iii) oberirdischer Zufluss aus Schwarzwald- und Vogesen und (iv) Grundwasserentnahmen. Als Eichgrößen wurden die Parameter Speicherkoeffizient und speichernutzbarer Hohlraumanteil variiert. Nach erfolgter Kalibrierung wurden die Ganglinien vergleichsweise gut nachgebildet, sowohl saisonale Schwankungen als auch mehrjährige dynamische Entwicklungen wurden reproduziert.

Kalibrierung des Nitrattransport- und -abbaumodells MT3D

Zur Abbildung der **Transportvorgänge** im Grundwasser wurden mit dem Transportmodell MT3D Simulationen zum Tritium-Transport für den Zeitraum von 1963 – 1997 durchgeführt. Die Zeitreihen zum Tritiumeintrag über das Niederschlagswasser lieferten verschiedene Wetterstationen; die Daten zum Tritiumeintrag über den Rhein und über andere Oberflächengewässer entsprechende Gewässernetzmessstellen. Das Transportmodell wurde schließlich anhand von 480 Tritiummesswerten aus den Jahren 1991 bis 1997 kalibriert. Dabei wurden die hydraulischen Durchlässigkeiten innerhalb der Tiefenschichten modifiziert und die transportwirksame (effektive) Porosität angepasst. Schließlich wurde der **Nitratabbau im Grundwasserleiter** aus Simulationsläufen zum Sauerstofftransport abgeleitet. Der Sauerstoffeintrag über das Niederschlagswasser wurde mit 10 mg/l und über den Zufluss aus oberirdischen Gewässern mit 7 mg/l angesetzt. Anhand von 918

Messstellen wurden die Sauerstoffabbauraten ermittelt und mit dem stöchiometrischen Faktor 1,55 die benötigte Nitratabbauverteilung generiert.

Validierung der Modellkette

Nachdem die Modelle zu Grundwasserströmung und Nitrattransport bestmöglich kalibriert waren, erfolgte die Validierung der gesamten Modellkette. Die Nitratkonzentration im Grundwasser wurde anhand des jährlichen Nitratreintrags (1950 bis 2005) über die Versickerung (= Modellierungsergebnisse STOFFBILANZ) sowie anhand des unterirdischen und oberirdischen Nitratreintrags über Zuflüsse simuliert. Zusätzlich wurde der Nitratabbau im Grundwasserleiter anhand der ermittelten Nitratabbauverteilung berücksichtigt.

Der Höhepunkt des N-Austrags im Jahre 1980 führte gemäß Modellrechnung mit zeitlicher Verzögerung etwa Mitte der 1980er Jahre zum Maximum der Nitratkonzentration im Grundwasser (Abb. 49). Bei Beibehaltung der N-Eintragsverteilung von 2000 wird sich die mittlere Nitratkonzentration bis zum Jahre 2050 auf etwas über 15 mg/l verringern. Der starke Anstieg der Nitratkonzentration bis Ende der 1980er Jahren und der anschließend fallende Trend wird anhand regionalisierter Messdaten aus den Bestandsaufnahmen bestätigt; die Daten für 1997 und 2003 wurden grenzüberschreitend ermittelt (REGION ALSACE 2000, 2005).

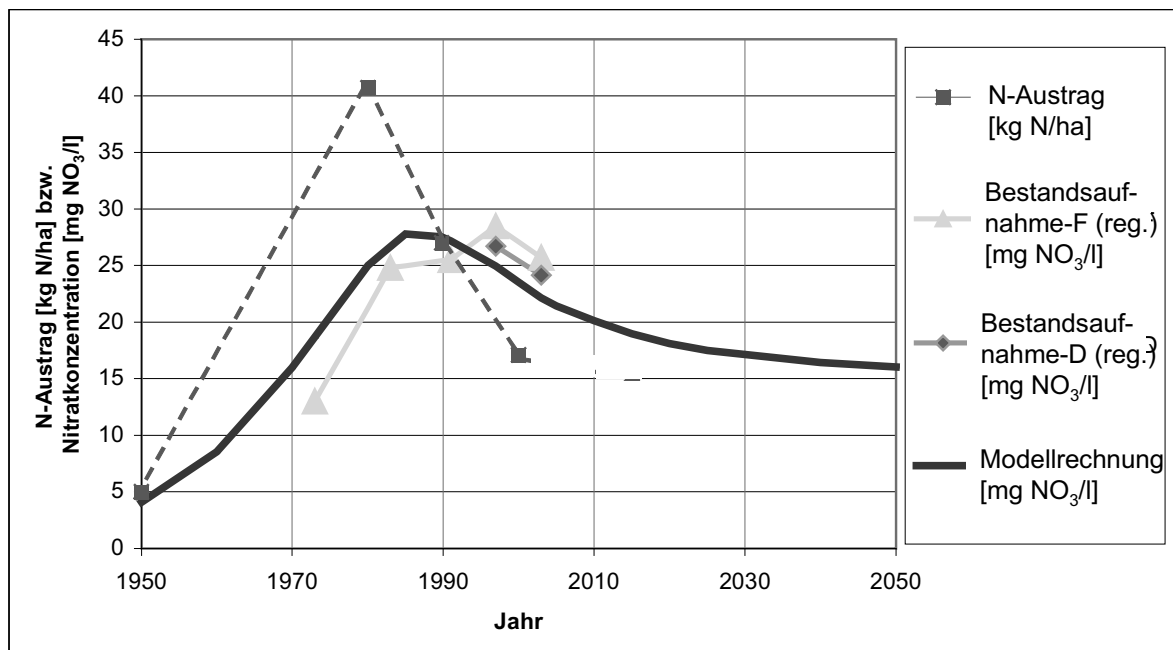


Abb. 49: Mittlere jährliche N-Austräge [kg N/ha] durch Interpolation aus den Eckdaten für 1950, 1980, 1990 und 2000 und die daraus berechnete Nitratkonzentration [mg/l] im Vergleich zu den regionalisierten Messwerten der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme (aus GRIMM-STRELE ET AL. 2008a, verändert).

Die für das Jahr 2003 berechnete Nitratkonzentrationsverteilung zeigt eine gute Übereinstimmung mit der durch Regionalisierung der Messwerte der Bestandsaufnahme 2003 generierten Nitratbelastungskarte (Anhang K15). Die **räumliche Verteilung** der Bereiche mit hohen und mit niedrigen Konzentrationen wird **gut nachgebildet**. Lediglich die hohe Nitratbelastung nordwestlich von Lahr wird durch die Modellberechnung nicht nachgezeichnet. Möglicherweise wurde die dort umfangreich angebaute Sonderkultur Tabak im Modell nicht hinreichend genau abgebildet.

Mehrfährige **Nitratganglinien** werden häufig gut abgebildet; allerdings ergeben sich für einzelne Zeitreihen auch größere Unterschiede. Solche Abweichungen sind schon dadurch zu erwarten, dass bereits außergewöhnliche Emissionen von einigen Flurstücken trotz der hohen räumlichen Auflösung der Modelle zu lokalen Abweichungen an einzelnen Messstellen führen können. Auch die zeitliche Diskretisierung kann kurzzeitige Schwankungen nicht abbilden.

Die berechneten **mittleren Nitratkonzentrationen** sind etwas geringer als die mittleren gemessenen Konzentrationen; für das Jahr 1997 sind sie um 1,6 mg/l bzw. für das Jahr 2003 um 1,9 mg/l niedriger (Tab. 44). Die Übereinstimmung ist in der obersten Schicht mit der höchsten Belastung besser als in den tieferen Schichten. Die gemessene Abnahme der Konzentration mit der Tiefe wird vom Modell richtig wiedergegeben.

Der mit dem Modell berechnete **rückläufige Trend** der Nitratkonzentration zwischen 1997 und 2003 ist etwas stärker als der Rückgang, der sich aus dem Vergleich der konsistent beprobten Messstellen der Bestandsaufnahme 1997 und 2003 ergibt (Tab. 45).

Tab. 44: Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen an den Messstellen der Bestandsaufnahme 1997 und 2003 (Daten: LUBW 2006a).

Tiefe [m]	Bestandsaufnahme 1997				Bestandsaufnahme 2003			
	Anzahl Messstellen	gemessen [mg NO ₃ /l]	berechnet [mg NO ₃ /l]	Differenz [mg NO ₃ /l]	Anzahl Messstellen	gemessen [mg NO ₃ /l]	berechnet [mg NO ₃ /l]	Differenz [mg NO ₃ /l]
0 - 200	814	27,0	25,4	-1,6	903	26,1	24,2	-1,9
0 - 10	541	29,3	27,7	-1,6	610	27,6	26,1	- 1,5
10 - 40	237	23,3	23,1	-0,2	256	23,9	21,0	- 2,9
> 40	36	16,2	6,7	-9,5	37	16,1	14,8	- 1,3

Tab. 45: Änderungsraten der gemessenen und gerechneten Nitratkonzentrationen für konsistente Messstellen der Bestandsaufnahmen 1997 und 2003 (Daten: LUBW 2006a).

		Änderungsraten 1997 zu 2003 [mg NO ₃ /l]					
Tiefe [m]	Anzahl Messstellen	gemessen 1997	gemessen 2003	Änderung Messung	berechnet 1997	berechnet 2003	Änderung Modell
0 - 200	696	28,4	27,2	-1,3	25,8	22,7	-3,2
0 - 10	481	30,3	28,8	-1,5	27,5	23,8	-3,7
10 - 40	196	24,9	24,4	-0,5	23,4	21,1	-2,3
> 40	19	17,3	15,0	-2,3	8,0	9,2	1,3

Die Validierung der berechneten **Trendentwicklung** erfolgte zusätzlich anhand des Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg (LUBW 2006) und des Messnetzes Réseau de Bassin des Eaux Souterraines (RBES) sowie anhand von Daten aus Trinkwasserfassungen im Elsass (LUBW 2006a). Auf der französischen Seite stimmt die berechnete zeitliche Entwicklung sehr gut mit den regionalisierten Messwerten aus den Bestandsaufnahmen überein (Abb. 50); lediglich der Anstieg und das Maximum werden etwas früher erreicht als bei der Bestandsaufnahme. Der zwischen 1975 und 1985 stark ansteigende Trend der Trinkwasserfassungen im Elsass bestätigt den berechneten Anstieg sehr deutlich. Dass ihr Niveau niedriger liegt als das Modell ist insofern plausibel, als Trinkwasserfassungen generell besser geschützte Grundwasservorkommen nutzen. Die Änderung zwischen der Bestandsaufnahme 1997 und 2003 wird sehr gut reproduziert. Auch anhand des Messnetzes des RBES wird der deutlich rückläufige Trend bestätigt.

Für die deutsche Seite bestätigt sich der rückläufige Trend der Modellergebnisse sowohl anhand der Ergebnisse zur Bestandsaufnahme 1997 und 2003, als auch anhand der Trendentwicklung des Grundwasserüberwachungsprogramms. Allerdings liegen die berechneten Nitratkonzentrationen etwas unter den regionalisierten Werten der Bestandsaufnahme 1997 und 2003. Die Daten aus dem Grundwasserüberwachungsprogramm (GÜP-Messstellen-D) liegen nochmals deutlich höher, wobei sich dieses Messnetz auf die Schwerpunkte der Belastung konzentriert und somit grundsätzlich höher liegt.

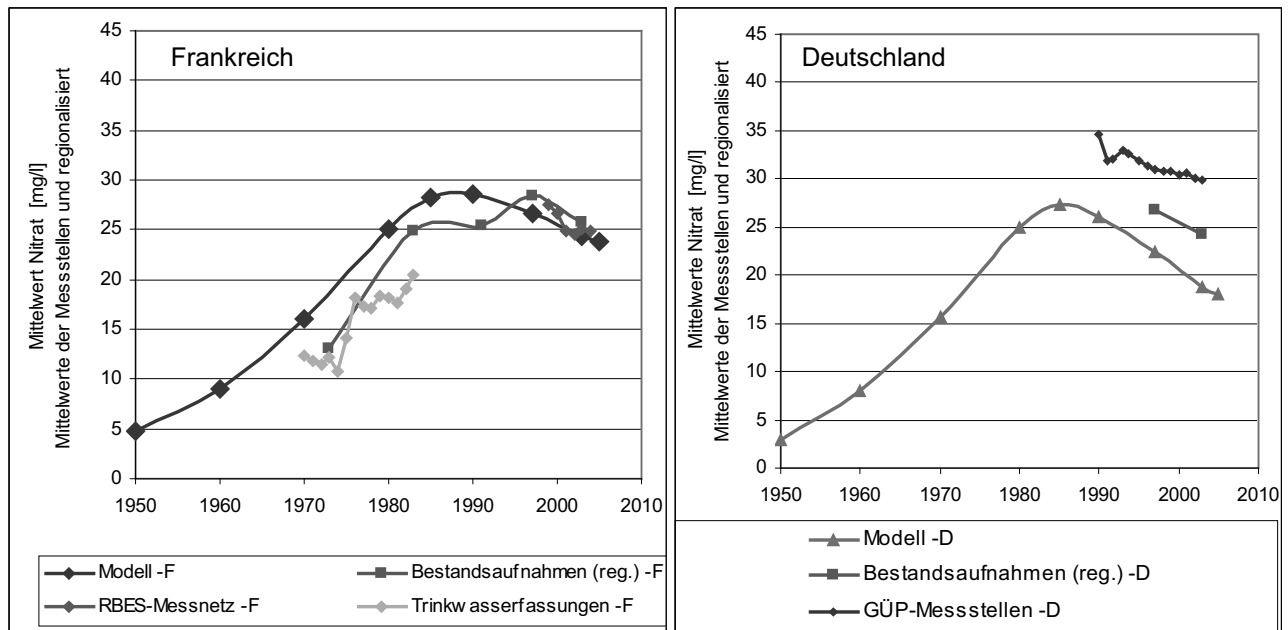


Abb. 50: Mittlere Nitratkonzentrationen verschiedener Messprogramme auf deutscher und französischer Seite im Vergleich zur Modellrechnung. Daten der Bestandsaufnahme sind regionalisiert, die Daten des Grundwasserüberwachungsprogramms (GÜP) sind als gleitende Mittel über 5 Jahre berechnet (aus GRIMM-STRELE ET AL. 2008a).

Da aufgrund der auf deutscher Seite zu gering modellierten Nitratkonzentration die Frage bestand, ob die N-Austräge möglicherweise unterschätzt wurden, z. B. aufgrund der Korrektur des N-Saldos für Acker um 25 %, wurden mehrere Rechenläufe zur Überprüfung der Sensitivität des Modells durchgeführt (LUBW 2006b). Geht man davon aus, dass die Überschätzung des N-Austrags für Acker im Jahre 2000 nicht 25 %, sondern nur 15 % beträgt, so würde die mittlere Nitratkonzentration für 1997 um 0,3 mg/l und für 2003 um 0,7 mg/l höher liegen. Die Übereinstimmung mit den Messwerten würde somit nur geringfügig verbessert werden.

In Hinblick auf das Hauptziel des Projektes MoNit - die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser zu prognostizieren - ist die valide Abbildung der Trendentwicklung wesentliche Voraussetzung. Diese ist mit hinreichender Genauigkeit wiedergegeben, so dass eine vergleichende Bewertung von Handlungsoptionen vorgenommen werden kann.

7.1.8 Bewertung des N-Austragsmodells STOFFBILANZ

7.1.8.1 Grundsätzliches

Modelle bilden die Realität nur näherungsweise ab, da vereinfachende Annahmen getroffen werden müssen und Unsicherheiten bei den Eingangsdaten vorliegen. BACH (2008) zeigt anhand von Sensitivitätsbetrachtungen für den N-Flächenbilanzüberschuss Deutschlands, dass in absteigender Reihenfolge Fehlbestimmungen der Variablen „Erntereste“, „Mineraldüngermenge“ und „Wirtschaftsdüngermenge“ den N-Saldo am stärksten beeinflussen. Im Vergleich zu zahlreichen anderen Modellansätzen (z. B. MONERIS / BEHRENDT ET AL. 2003, BACH ET AL. 2003, MOBINEG), die den N-Saldo über eine „einfache Flächenbilanz“ (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) als N-Überschuss berechnen, wird versucht mit dem Modell STOFFBILANZ die über den Gesamtbedarf der Pflanze hinaus überschüssige N-Zufuhr sowie die austragsrelevanten N-Umsetzungsprozesse wie Mineralisierung, Immobilisierung und Denitrifikation abzubilden. Die Parametrisierung dieser Prozesse ist allerdings mit zusätzlichen vereinfachten Annahmen und Datenunschärfen verbunden. Allerdings bietet die Berücksichtigung dieser Bilanzglieder zusätzlich die Möglichkeit Bewirtschaftungsmaßnahmen abbilden zu können, da die N-Austragsproblematik nur zum Teil auf Überdüngung oder überschüssigen Dünger (N-Düngermenge > N-Abfuhr) zurückzuführen ist. TIMMERMANN (1994) weist darauf hin, dass die Verringerung der N-Düngung um 20 % gegenüber der Düngung nach ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung (ogL) zu keiner Verringerung der Bodennitratgehalte im Herbst führt. Umso wesentlicher sind pflanzenbauliche Maßnahmen wie Begrünung und reduzierte Bodenbearbeitung für eine Minimierung des Nitrataustrags. Die N-Umsetzungsprozesse im Herbst-Winter-Zeitraum tragen wesentlich zum N-Austrag bei und somit zielen z. B. zahlreiche Auflagen der SchALVO und wasserschutzrelevante Maßnahmen des Agrarförderprogramms MEKA auf die Verringerung der Mineralisierung ab (i) durch ein verbessertes Management der Erntereste (Abfuhr der Erntereste, Einarbeitungstermine), (ii) reduzierte Bodenbearbeitung (z. B. Mulchen statt Pflug) und (iii) Optimierung der Bodenbearbeitungstermine (Frühjahr statt Herbst). Darüber hinaus stellt die gezielte Aufnahme mineralisierten Stickstoffs durch die Einsaat von Begrünungen oder Winterungen eine der wichtigsten Maßnahmen zur Verringerung des N-Austrags dar (UM 2001, MLR 2008).

7.1.8.2 Vereinfachende Annahmen

In Abhängigkeit vom Viehhaltungssystem (Festmist- bzw. Gülleanfall) auf französischer und deutsch-schweizerischer Seite wurden unterschiedliche **Annahmen zur Verfügbarkeit des Wirtschaftsdüngers** getroffen. Tierartsspezifische Unterschiede wurden dabei allerdings nicht berücksichtigt. Insgesamt ermöglichte die Aufteilung des Stickstoffs aus Wirtschaftsdünger in eine im Anwendungsjahr verfügbare Fraktion und eine in den Folgejahren wirkende Fraktion eine Annäherung an die tatsächlich stattfindenden N-Umsetzungsprozesse. Die Änderung der Bewirtschaftungsweise im Betrachtungszeitraum von 1980 bis 2000 konnte anhand des Koeffizienten für die N-Verfügbarkeit entsprechend angepasst werden.

Es wird angenommen, dass der anhand des Viehbesatzes pro Gemeinde/Canton **anfallende Wirtschaftsdünger ausschließlich in der jeweiligen Gemeinde/dem jeweiligen Canton ausgebracht** wird bzw. sich Import und Export ausgleichen. Aufgrund des relativ geringen Viehbesatzes im Projektgebiet ist kein umfangreicher Gülleexport zu erwarten bzw. bekannt. Insofern dürfte die getroffene Annahme zulässig sein, um innerhalb des Projektgebietes den N-austragsrelevanten Aspekt Wirtschaftsdüngeranfall abzubilden.

Die pro Gemeinde anfallende **Wirtschaftsdüngermenge** wird mit Ausnahme der Brache **auf alle ackerbaulichen Kulturen einheitlich sowie auf die Obstbau- und Grünlandfläche verteilt**. Da in der landwirtschaftlichen Praxis bestimmte Kulturen bevorzugt organisch gedüngt werden, andere hingegen nicht, ergeben sich Unschärfen bei den kulturspezifischen N-Salden. Dies kann durch eine kulturspezifisch gewichtete Verteilung des Wirtschaftsdüngers verbessert werden (LTZ 2008a).

Die **Mineraldüngermenge** wurde **in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngeranfall** auf Gemeinde- bzw. Cantonebene angepasst. Allerdings wurde dabei angenommen, dass in der landwirtschaftlichen Praxis der im Anwendungsjahr (inklusive der Nachlieferung aus organischer Düngung in den Vorjahren) verfügbare Anteil des Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern bei der Bemessung der Mineraldüngergabe nicht zu 100 % berücksichtigt wird. Für die Modellierungsjahre 1990 und 2000 wurde davon ausgegangen, dass nur 50 % angerechnet wurden; für 1980 sogar nur 25 %. Nach Experteneinschätzung spiegeln die getroffenen Annahmen die Bewirtschaftungspraxis, insbesondere auch die der Vergangenheit weitgehend realistisch wider.

Innerhalb der Gemeinden/Cantone wird ein **einheitliches Kulturartenverhältnis** für die gesamten Acker- und Obstbauraster angenommen. Lokale Anbauswerpunkte, z. B. für Feldgemüse, Erdbeeren, Spargel können vom Modell nicht abgebildet werden.

Die kulturspezifischen N-Salden werden im Wesentlichen **ohne Berücksichtigung der Fruchtfolge** bilanziert. Lediglich bei der N-Mineralisierung aus dem Boden für die Zwischenanbauphase wurde dieser Aspekt berücksichtigt. Die N-Aufnahme durch die Folgefrucht oder Zwischenfrüchte sowie die N-Nachlieferung aus Ernteresten im Vorjahr blieben in der Bilanz unberücksichtigt. Es wurde davon ausgegangen, dass sich die hierbei entstehenden Über- und Unterschätzungen ungefähr die Waage halten.

Die vereinfachende Annahme, dass **der als Jahresbilanz ermittelte N-Überschuss mit der jährlich ausgetragenen N-Menge gleichzusetzen** ist, scheint im Mittel relativ gut zuzutreffen, obwohl die tatsächlichen Auswaschungsereignisse in Abhängigkeit von Jahreszeit, Witterung und Standorteigenschaften stark variieren. Die in Verbindung mit dem Grundwassermodell berechneten Nitratkonzentrationen zeigen, dass das Niveau, das räumliche Muster der Belastung und auch die Trendentwicklung gut abgebildet werden, wenn auch nicht zu jedem Zeitpunkt, an jedem Ort und unter allen Randbedingungen eine exakt Vorhersage der Nitratkonzentrationen möglich ist.

Die **N-Mineralisierung nach Umbruch von Grünland** stellt i. d. R. eher eine lokale, aber erhebliche Belastung des Grundwasserkörpers dar. Für das innere Projektgebiet hat sich die Grünlandfläche zwischen den Jahren 1980 und 2000 gemäß der satellitengestützten Landnutzungsdaten um ca. 100.000 ha reduziert, gemäß der agrarstatistischen Daten um ca. 30.000 ha. Auch trotz der großen Datenunsicherheiten wird deutlich, dass die Grünlandfläche deutlich abgenommen hat. Sicher ist ein Teil in Siedlungsfläche oder Gewässer (Baggerseen) umgewandelt worden, ein nicht unerheblicher Anteil aber auch in Ackerland. Die damit verbundene langjährige umfangreiche N-Mineralisierung wird mit dem statischen Modell STOFFBILANZ nicht abgebildet. Diesbezüglich könnten die ermittelten N-Einträge für das Grundwassermodell unterschätzt sein.

Die **Vertiefung der Pflugsohle** Ende der 1970er Jahre hat zu einer **erhöhten N-Immobilisierung** geführt und somit teilweise verhindert, dass die hohen N-Überschüsse der 1980er Jahre ins Grundwasser gelangten (NIEDER 2000, NIEDER ET AL. 2003). Dieser Effekt blieb in den Modellrechnungen unberücksichtigt.

Der Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsformen Laub- und Nadelwald berücksichtigt die N-Akkumulation in der **Humusschicht** zumindest für die Vergangenheit (1980 und

1990) nicht ausreichend. Erst in jüngerer Zeit ist diese aufgrund geringerer C/N-Verhältnisse eher vernachlässigbar (NIEDER ET AL. 2004). Auch durch Kahlschlag oder Windwurf verursachte erhöhte N-Mineralisierung wird von dem Modell nicht abgebildet.

Punktuelle N-Austräge z. B. aus Mülldeponien werden nicht abgebildet. Ferner ist möglich, dass der N-Austrag aus Siedlungsflächen inkl. Hausgärten tendenziell unterschätzt wurde, da im Modell für Siedlungsflächen nur die atmosphärische N-Deposition, aber für die Hausgärten keine N-Düngung, Komposte, Torf und Humussubstrate oder Leguminosenanbau berücksichtigt werden.

7.1.8.3 Datenunsicherheiten

Die **N-Mineralisierung aus dem Humus** wurde in der Modellrechnung vereinfacht anhand von kultur- und bodenartengruppenspezifischen Kennzahlen berücksichtigt. Dies ist mit Unschärfen verbunden, für W-Weizen scheint die Mineralisation eher zu gering, für K-Mais zu hoch zu sein (Kap. 7.1.2). Es sollte versucht werden, die Mineralisation modellintern anhand von Boden- und Klimaparametern (N-Vorrat, Humusgehalt, Kalkgehalt, Temperatur, Feuchte) zu berechnen (MARY ET AL. 1994, MEYNARD ET AL. 1997), um damit eine bessere Quantifizierung und räumliche Differenzierung dieser wichtigen Größe zu erhalten. Insgesamt würde damit das Modell hinsichtlich der Anwendbarkeit in klimatisch anderen Regionen verbessert.

Die kulturspezifischen **Düngemengen und Erträge** konnten nur teilweise auf der Grundlage von statistischen Daten festgelegt werden, teilweise wurden sie von regionalen Fachleuten abgeschätzt. Die Daten wurden für bis zu neun Bewirtschaftungsregionen und für einige Kulturen zusätzlich nach Bodeneigenschaften differenziert angegeben. Trotzdem ist anzunehmen, dass in der Realität die Düngepraxis noch kleinräumiger variiert.

Die Bedarfsfaktoren für die Berechnung der **N-Immobilisierung in der Restpflanze** und die Werte zur **N-Mineralisierung aus den Ernteresten** im Herbst-Winter sind mit Unschärfen behaftet.

Gemüsebaukulturen sind bzgl. ihres N-Bedarfs, der N-Mineralisierung der Erntereste und der resultierenden N-Salden sehr unterschiedlich. Häufig werden mehrere Kulturen innerhalb eines Anbaujahres nacheinander angebaut, so dass bei der N-Bilanzierung verschiedene Gemüsebaufruchtfolgen berücksichtigt werden müssten. Da für das Projektgebiet keine detaillierten Daten zum kulturspezifischen Anbauverhältnis auf Gemeindeebene verfügbar waren, wurde näherungsweise ein N-Saldo von 37 kg N/ha angesetzt, der als

arithmetisches Mittel aus den N-Salden (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) für etwa 40 Gemüsebaukulturen in Baden-Württemberg berechnet wurde (MLR 2004). Auch für **Erdbeeren** waren keine Daten für die einzelnen Bilanzglieder verfügbar, so dass näherungsweise ein von Fachleuten abgeschätzter N-Saldo von 35 kg N/ha eingesetzt wurde (MLR 2004). Für die Kulturgruppen Gemüse und Erdbeeren ist die Abbildung von Mobilisierung und Immobilisierung aufgrund fehlender Daten nicht möglich, was allerdings aufgrund ihres geringen Flächenanteils vernachlässigbar ist.

Für den **Weinbau** wurde aufgrund der unterschiedlichen Bewirtschaftungsweise auf französischer und deutscher Seite ein unterschiedlicher Bilanzierungsansatz gewählt. Bei letzterer wurde die Mobilisierung und Immobilisierung berücksichtigt. Die Daten beruhen allerdings auf Abschätzungen und sind mit erheblichen Unschärfen behaftet.

Die **agrarstatistischen Daten** zur kulturspezifischen Anbauflächen und zum Viehbesatz auf Gemeindeebene weisen aus Datenschutzgründen Datenlücken auf. Insbesondere die Anbauflächen für Sonderkulturen sind möglicherweise zu gering.

Die für die Berechnung des flächendeckenden N-Austrags genutzten **satellitengestützten Landnutzungsdaten** weisen auch nach Korrektur der Weinbau- und Waldraster für das Modellierungsjahr 1990 noch teilweise große Unschärfen auf. Insbesondere die Satellitenbildauswertung für die Modellierung 1980 weist eine erheblich überschätzte Weinbau- und Grünlandfläche auf Kosten der Ackerfläche auf. Sowohl im iPG als auch im äPG ist die Weinbaufläche etwa doppelt so groß wie in 1990 und 2000. Eine Ursache hierfür ist vermutlich, dass Obstbauflächen in der Satellitenbildauswertung der Landsat-Aufnahme 1975 als Weinbau ausgewiesen wurden. Eine Korrektur dieser Fehler war nicht möglich, da für das Jahr 1980 keine anderen Landnutzungsinformationen in digitalisierter Form vorlagen, was aufgrund der enormen Größe des Projektgebiets notwendig gewesen wäre, um im Rahmen des Projektzeitplanes eine Korrektur durchzuführen.

Für die Modellierungsjahre 1990 und 2000 stimmt für die französische Seite die Ackerfläche aus den Satellitendaten bei Abweichungen zwischen 3 und 13 % relativ gut mit der agrarstatistischen Fläche überein. Dagegen ist auf deutscher Seite die satellitengestützte Ackerfläche im iPG um 32 bzw. 17 % überzeichnet. Dies ist zum Teil auf die Aggregation der Daten zum 500 x 500m²-Raster bzw. 1000 x 1.000 m²-Raster gemäß Dominanzprinzip zurückzuführen, welches zur Folge hat, dass Nutzungen mit hohem Flächenanteil wie Acker und Wald überschätzt werden. Z. B. ist dadurch die Ackerfläche im iPG für das Jahr 1990 um 9 % und für das Jahr 2000 um 6 % überzeichnet. Um Überschätzungen bei der

N-Fracht zu vermeiden, wurde der aus den agrarstatistischen Daten ermittelte N-Saldo Ackerbau bei der Übertragung auf die Fläche um 25 % reduziert. Insgesamt hängt die Qualität der flächendeckend berechneten N-Austräge sowie der entsprechend flächengewichteten Mittelwerte für die landwirtschaftliche Fläche (LF) und der Gesamtfläche wesentlich von der Güte der Landnutzungsdaten ab. Die Modellierungsergebnisse für 1980 haben eine deutlich größere Ergebnisunschärfe als die Ergebnisse für 1990 oder 2000. In Hinblick auf zukünftige Berechnungen mit dem Modell STOFFBILANZ sollte die Qualität der eingesetzten satellitengestützten Landnutzungsdaten eingehend überprüft und ggf. verbessert werden.

7.1.8.4 Eignung des Modells STOFFBILANZ

Nicht alle Anforderungen, die das Modellsystem MoNit an die N-Austragsmodellierung stellt (Kap. 1.1.4), konnten mit dem Modell STOFFBILANZ gleichermaßen gut erfüllt werden. Insgesamt zeigt sich aber, dass

- die räumliche Differenzierung des N-Austrags,
- die Unterschiede in der klimatischen Wasserbilanz,
- die Berücksichtigung von Standorteigenschaften,
- die regionalen Unterschiede in der Bewirtschaftung,
- die Quantifizierung der Austragsfracht auch für die Vergangenheit,
- die Änderung der N-Austragsproblematik bei Änderung der Kulturartenverteilung
- und die Abbildbarkeit von Handlungsoptionen (z. B. Umwandlung von Ackerland in Grünland),

mit dem N-Bilanzmodell STOFFBILANZ weitgehend befriedigt werden können:

- Das Modell STOFFBILANZ eignet sich zur **räumlich differenzierten und flächendeckenden Abschätzung diffuser Nitratverluste** aus der Bodenzone in Richtung Grundwasser. Grundlage hierfür ist der Rasterbezug des Modells, d. h. die räumliche Auflösung des Projektgebietes durch ein 500 x 500 m²-Raster im inneren Projektgebiet bzw. einem 1.000 x 1.000 m²-Raster im äußeren Projektgebiet. Zur räumlichen Differenzierung auf Rasterebene tragen die unterschiedlichen Hauptnutzungsformen, die Berücksichtigung unterschiedlicher Standorteigenschaften wie Bodenarten und -typen (Nachlieferung und Denitrifikation) und unterschiedliche nutzungsspezifische Eigenschaften bei (z. B. Versiegelungsgrad, nutzungsspezifisch modifizierte atmosphärische Deposition).

- Das unterschiedliche **Anbauverhältnis** für die ackerbaulichen Kulturen auf Gemeinde-/Cantonebene und das unterschiedliche Niveau des **Wirtschaftsdüngereinsatzes** pro Gemeinde ermöglichen es die Nitratbelastung aus der landwirtschaftlichen Nutzung auf Gemeindeebene zu differenzieren.
- Bei der Berechnung der kulturspezifischen N-Salden können regionale Unterschiede der **Bewirtschaftungspraxis** (z. B. unterschiedliches Düngungs- und Ertragsniveau, Abfuhr des Nebenerntegutes oder von Ernteresten) abgebildet werden.
- Insgesamt spiegeln die ermittelten **kulturspezifischen N-Salden** die N-Austragsproblematik der flächenmäßig wichtigsten Kulturen zumindest relativ zueinander gut wieder. In Hinblick auf die Berechnung agrarökonomischer Szenarien, d. h. Änderungen im Anbauumfang einzelner Kulturen, hat dies entscheidende Bedeutung.
- Die Abschätzung **historischer N-Austräge** aus der Bodenzone bzw. N-Einträge ins Grundwasser unter Berücksichtigung der Verweilzeiten war hinreichend genau, um die aktuelle Nitratkonzentration und die Trendentwicklung im Grundwasser gut abbilden zu können.

7.2 *Verlässlichkeit des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ*

7.2.1 Aussagekraft hinsichtlich des kulturspezifischen N-Auswaschungspotentials

Ziel der Entwicklung des Berechnungsansatzes MASSENBILANZ war, eine Verbesserung der Aussagekraft des kulturspezifischen N-Saldos hinsichtlich der Auswaschungsproblematik zu erreichen, indem die Prozesse der N-Aufnahme durch Winterungen und Zwischenfrüchte, sowie der N-Mineralisierung im Folgejahr aus Ernteresten und Zwischenfrüchten des Vorjahres abgebildet werden (siehe Kap. 5). Die kulturspezifischen N-Salden, die sich nach MASSENBILANZ (Bilanzierung aller N-Umsetzungsprozesse von Vegetationsbeginn bis Vegetationsbeginn) ergeben, weichen deutlich von denen der einfachen N-Bilanz (Bilanzierung von N-Zufuhr minus N-Abfuhr im Zeitraum eines Anbaujahres) ab, während die flächengewichteten Werte auf Gemeindeebene identisch sind (Kap. 6.2.2, Abb. 35 und Abb. 36). Die einfache Bilanz gilt bei längerfristiger Betrachtung sofern der N-Pool im Boden konstant bzw. im Fließgleichgewicht ist, als ein gutes Maß für die Quantifizierung des Austrags. Auf kulturspezifischer Ebene werden allerdings einjährig ermittelten N-Salden als kein gutes Maß für die Bewertung der N-Austragsproblematik angesehen. HEROLD ET AL. (1996) weisen darauf hin, dass auf Einzelschlagebene einjährige Salden meist nur geringe Korrelationen mit gemessenen Herbst-Nmin-Werten aufweisen. Die Einbeziehung der Fruchtfolge erscheint notwendig, um das kulturspezifische N-Austragspotential adäquat bewerten zu können. Am Einzelschlag liegen die hierzu notwendigen Informationen vor, für regionale Bilanzierungen können diese über den Berechnungsansatz MASSENBILANZ generiert werden.

Die für K-Mais und W-Weizen am Beispiel der Gemeinden Weisweil und Auggen anhand der Fruchtfolgeabschätzung ermittelten Werte für die **Bilanzglieder** DNgrün, NNvorf, NNzwf, ANwint und ANzwf liegen grundsätzlich in einer plausiblen Größenordnung (Abb. 51 und Abb. 52):

- Die N-Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum (**DNgrün**) beträgt für K-Mais 8 kg N/ha (= 10 % der in der Restpflanze gebundenen N-Menge) und für W-Weizen - 16 kg N/ha, da für Getreide angenommen wurde, dass 30 % des im Stroh gebundenen Stickstoffs, welches 90 % auf dem Feld verbleibt, zunächst immobilisiert werden.

- Die N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht (**NNvorf**) beträgt für K-Mais ca. 65 kg N/ha (Auggen: 64 kg N/ha, Weisweil: 68 kg N/ha) und für W-Weizen ca. 55 kg N/ha (Auggen: 52 kg N/ha, Weisweil: 58 kg N/ha).
- Die N-Nachlieferung zu K-Mais aus Zwischenfrüchten des Vorjahres (**NNzwf**) ist in Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge) mit 15 kg N/ha deutlich höher als in Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge), trotz gleichem prozentualen Begrünungsumfangs. Die N-Nachlieferung zu W-Weizen ist dagegen mit 11,3 kg N/ha in Auggen und 12,6 kg N/ha in Weisweil annähernd gleich hoch.
- Die N-Aufnahme durch Winterungen nach der Ernte von K-Mais (**ANwint**) ist mit 6 kg N/ha in Auggen und 1 kg N/ha in Weisweil eher gering, erscheint aber plausibel da im Oberrheingraben i. d. R. so spät geerntet wird, dass oft kein Anbau von Winterungen mehr möglich ist. Nach W-Weizen werden dagegen häufiger Winterungen angebaut. Die Verringerung des N-Saldos für W-Weizen durch die N-Aufnahme nachfolgender Winterungen beträgt in Auggen 7,9 kg N/ha und in Weisweil 2,4 kg N/ha.
- Die N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (**ANzwf**) nach K-Mais ist Null, da im Oberrheingraben i. d. R. so spät geerntet wird, dass kein Zwischenfruchtanbau mehr möglich ist. Dagegen werden nach W-Weizen häufig Zwischenfrüchte angebaut (siehe Tab. 37). Die Verringerung des N-Saldos für W-Weizen durch die N-Aufnahme nachfolgender Zwischenfrüchte ist mit 28 kg N/ha entsprechend hoch.

Insgesamt scheinen die anhand der Fruchtfolgeabschätzung ermittelten Werte für K-Mais und W-Weizen in einer plausiblen Größenordnung zu liegen. Für die weiteren Kulturen WR, WG, SG, SM, R, ZR und K gilt dies ebenfalls (Anhang T9, T10). Allerdings sollte noch eingehender plausibilisiert werden, ob die nach N-MASSENBILANZ ermittelten N-Salden das kulturspezifische N-Austragspotential tatsächlich besser abbilden.

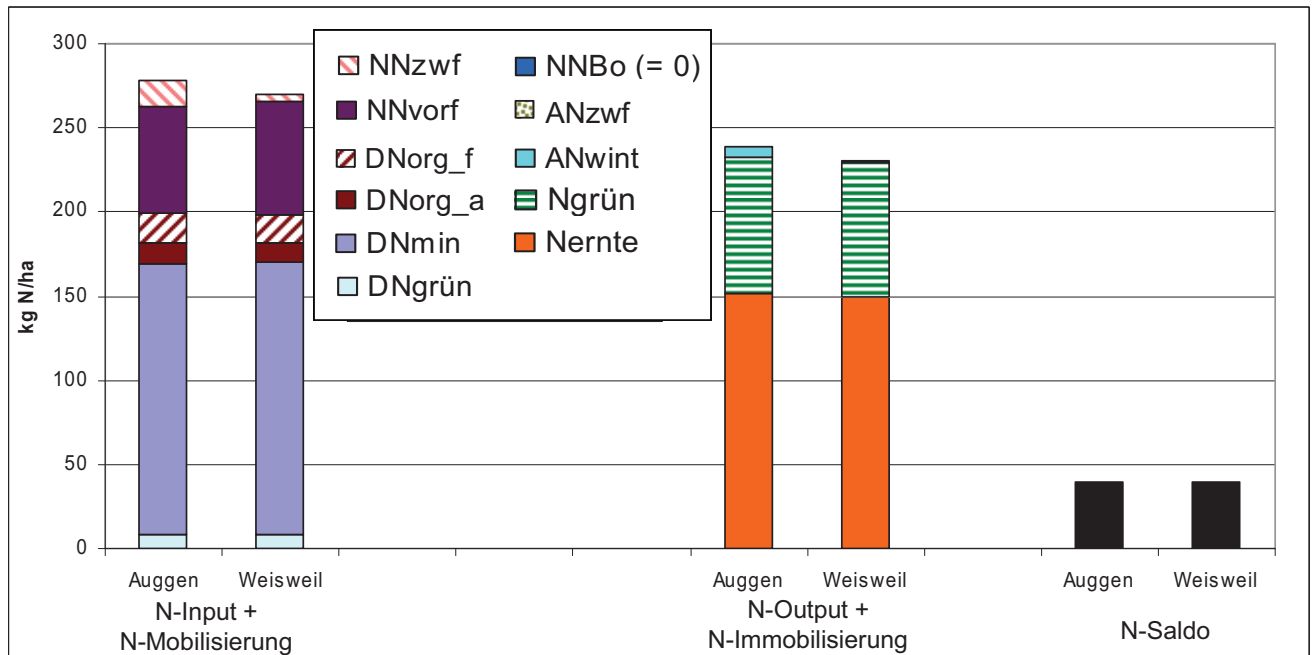


Abb. 51: Bilanzglieder und N-Saldo für **K-Mais** gemäß N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil.

N-Input = Mineraldüngung (DNmin) + im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil des Wirtschaftsdüngers (DNorg_a);

N-Mobilisierung = in den Folgejahren verfügbarer N-Anteil des Wirtschaftsdüngers (DNorg_f) + Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum (DNgrün) + N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf) + N-Nachlieferung aus den Zwischenfrüchten im Vorjahr (NNzwf) + ggf. N-Nachlieferung aus dem Boden (NNBo),

N-Output = N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt (Nernte);

N-Immobilisierung = N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze (Ngrün) + N-Aufnahme durch Winterungen im Herbst-Winter (ANwint) + N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf)

Daten: Anhang T9, T10.

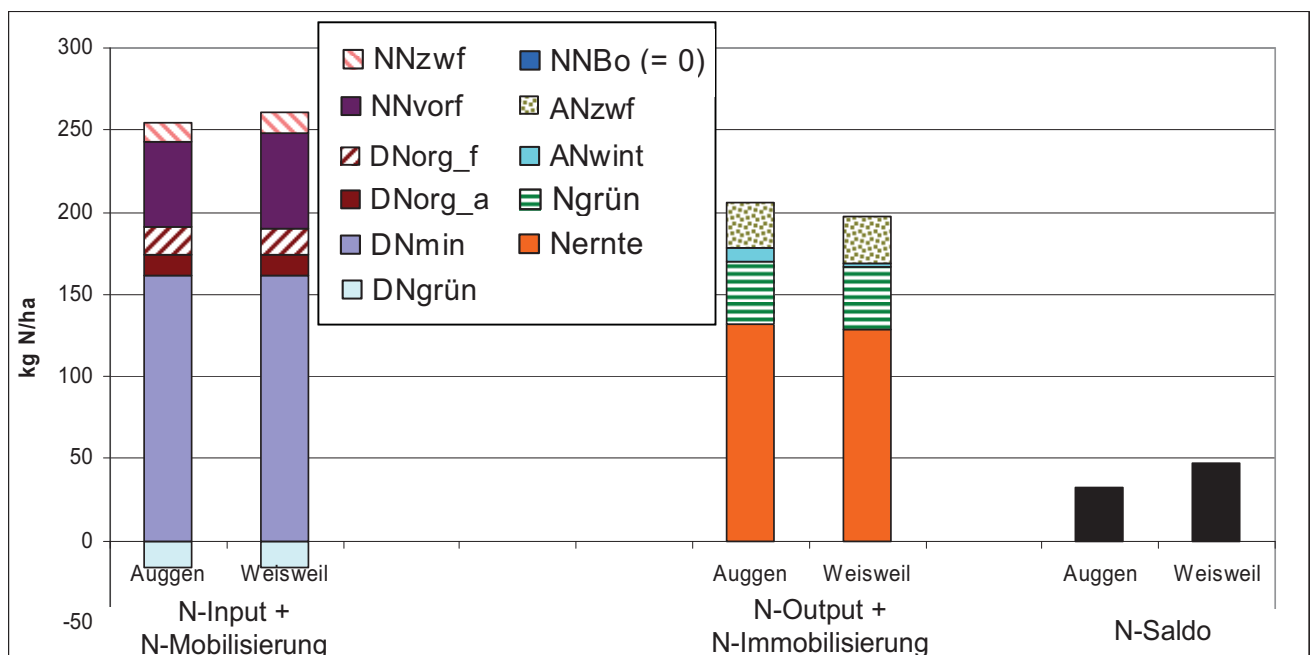


Abb. 52: Bilanzglieder und N-Saldo für **W-Weizen** gemäß N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil. Legende siehe Abb. 51. Daten: Anhang T9, T10.

Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf das kulturspezifische N-Austragspotential

Der Zwischenfruchtanbau ist mit hohen N-Umsetzungsprozessen verbunden und stellt eine der wichtigsten wasserschutzrelevanten Maßnahmen dar. Mit Hilfe der N-MASSEN-BILANZ können diese N-Umsetzungsprozesse vereinfacht abgebildet werden. Bei Berücksichtigung des Zwischenfruchtanbaus erhöht sich die N-Mineralisierung aufgrund des Bilanzgliedes N-Nachlieferung aus den Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf) und die N-Immobilisierung aufgrund des Bilanzgliedes N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf). In der Gemeinde Auggen mit getreidebetonter Fruchtfolge erhöht sich der **flächengewichtete Mittelwert** für die N-Mineralisierung bzw. N-Immobilisierung um 14 kg N/ha (von 70 auf 84 kg N/ha), in der Gemeinde Weisweil mit körnermaisbetonter Fruchtfolge allerdings nur um 5 kg N/ha (von 86 auf 91 kg N/ha) (Abb. 41 und Abb. 42).

Der Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf die **kulturspezifischen N-Salden** stellt sich am Beispiel von K-Mais und W-Weizen folgendermaßen dar:

Nach **K-Mais** ist aufgrund des späten Erntetermins i. d. R. kein Zwischenfruchtanbau mehr möglich, so dass bei dem Bilanzglied N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf) 0 kg N/ha angesetzt werden (Abb. 51). Da K-Mais aber teilweise auf Flächen angebaut wird, auf denen vorher eine Zwischenfrucht stand, kann K-Mais von der N-Nachlieferung aus den Zwischenfrüchten im Vorjahr (NNzwf) profitieren. Anhand der Fruchtfolgeabschätzung ergibt sich für NNzwf ein Wert von 15 kg N/ha für die Gemeinde Auggen aber nur 4 kg N/ha für die Gemeinde Weisweil. Somit führt der Zwischenfruchtanbau in der Gemeinde Auggen zu einem Anstieg des N-Saldos für K-Mais von 25 auf 40 kg N/ha und in der Gemeinde Weisweil zu einem Anstieg von 36 auf 40 kg N/ha (Abb. 39 und Abb. 40).

Für **W-Weizen** ist der Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf das N-Auswaschungspotential größer (Abb. 52). Die N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte (ANzwf) nach W-Weizen beträgt in Auggen und Weisweil jeweils 28 kg N/ha; die N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf) 11 kg N/ha (Auggen) bzw. 13 kg N/ha (Weisweil). Somit führt der Zwischenfruchtanbau in der Gemeinde Auggen zu einer Verringerung des N-Saldos für W-Weizen von 49 auf 32 kg N/ha und in der Gemeinde Weisweil zu einer Verringerung von 63 auf 48 kg N/ha (Abb. 39 und Abb. 40).

Insgesamt ist festzustellen, dass der Zwischenfruchtanbau einen großen Einfluss auf die kulturspezifischen N-Salden und somit das N-Austragspotential haben kann, sofern keine Anpassung der Düngemenge erfolgt. Eine weitere Plausibilisierung der rechnerisch ermittelten Effekte anhand von Versuchsdaten wäre wünschenswert.

7.2.2 Quantifizierung der Bilanzglieder und N-Salden für den Ackerbau

Über die Flächengewichtung der einzelnen kulturspezifischen Bilanzglieder und N-Salden ergeben sich die entsprechenden Werte für die Nutzung Acker auf Gemeindeebene (Tab. 46). Damit werden alle wesentlichen N-Umsetzungsprozesse nachvollziehbar dargestellt und in sich stimmig quantifiziert. Die in der nicht erntbaren Restpflanze im Erntejahr gebundene N-Menge (Ngrün) sowie die im anschließenden Herbst-Winter-Zeitraum durch Winterungen (ANwint) und durch Zwischenfrüchte (ANzwf) gebundene N-Menge (= 69 kg N/ha für Auggen bzw. 77 kg N/ha für Weisweil) wird wieder vollständig mineralisiert. Dies erfolgt zu einem geringen Teil noch im Herbst-Winter (DNgrün), der größte Teil wird aber erst im Folgejahr als N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht (NNvorf) und als N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten des Vorjahres (NNzwf) mineralisiert. Da angenommen wurde, dass der N-Vorrat des Bodens im Fließgleichgewicht ist, beträgt die N-Nachlieferung aus dem Boden 0 kg N/ha.

Unter Berücksichtigung des langsam verfügbaren N-Anteils des Wirtschaftsdüngers (DNorg_f) ergibt sich insgesamt eine N-Mobilisierung bzw. Immobilisierung von 84 kg N/ha für die Gemeinde Auggen und 91 kg N/ha für die Gemeinde Weisweil.

Die N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte ist in der getreidebetonten Gemeinde Auggen mit knapp 15 kg N/ha deutlich höher als in der körnermaisbetonten Gemeinde Weisweil mit 5 kg N/ha. Die von den Zwischenfrüchten konservierte N-Menge wird im Folgejahr wieder quantitativ mineralisiert und sollte bei der Düngebemessung entsprechend berücksichtigt werden. Der wasserschutzrelevante Aspekt der Maßnahme „Begrünung“ liegt darin den Stickstoff zu konservieren, d. h. vor dem Austrag über Winter zu schützen und den Folgefrüchten im Frühjahr zur Verfügung zu stellen.

Als N-Salden ergeben sich für 34 kg N/ha für Auggen bzw. 38 kg N/ha für Weisweil. Diese Werte stellen die durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung verursachte N-Austragsfracht ins Grundwasser dar, da die Größen atmosphärische N-Deposition und Denitrifikation nicht berücksichtigt sind.

Tab. 46: Bilanzglieder und N-Saldo im Ackerbau nach N-MASSEN Bilanz für die Gemeinden Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge) und Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge). Jahresumsatzraten in kg N/ha.

Input + Mobilisierung		Auggen	Weisweil	Output + Immobilisierung		Auggen	Weisweil
Mineraldünger	DNmin	122,5	141,8	N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt	Nernt	115,0	129,2
N-Fixierung durch Leguminosen	Nfix	0,0	0,0				
im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil des Wirtschaftsdüngers	DNorg_a	11,5	10,9	Denitrifikation in der Bodenzone	Ndenitr	14,6	19,8
Atmosphärische N-Deposition	Natm	11,9	11,9				
Summe Input		146	165	Summe Output		130	149
in Folgejahren (bzw. aus Vorjahren) verfügbarer Anteil des Wirtschaftsdüngers	DNorg_f	15,3	14,5	N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze im Erntejahr	Ngrün	49,4	70,3
Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum	DNgrün	-1,7	5,4	Anteil der N-Bindung durch Winterungen im Herbst-Winter-Zeitraum	ANwint	5,2	1,2
N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht	NNvorf	56,3	66,0				
N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten im Vorjahr	NNzwf	14,4	5,0	N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte	Anzwf	14,4	5,0
Nachlieferung aus dem Boden	NNBo	0,0	0,0				
Summe Mobilisierung		84	91	Summe Immobilisierung		69	77
Immobilisierung für N-Pool (inkl. DNorg_f)						84	91

N-Saldo 1 (ohne Natm und Ndenitr)	34	38
N-Saldo 2 (mit Natm und Ndenitr)	32	30

7.2.3 N-Umsatz und N-Austragsfracht auf Gemeindeebene

Der jährliche N-Eintrag über die mineralische und organische N-Düngung, leguminöse N-Fixierung und atmosphärische Deposition beläuft sich für die Gemeinde Auggen (385 ha Ackerfläche) auf 56 t N, für die Gemeinde Weisweil (477 ha Ackerfläche) auf 78 t N (Tab. 47). Die N-Mobilisierung beträgt 32 t N (Auggen) bzw. 43 t N (Weisweil). Daraus ergibt sich ein Gesamtumsatz von 89 t N für Auggen und 122 t N für Weisweil.

Die N-MASSEN Bilanz ermöglicht es die wesentlichen regionalen N-Umsetzungsprozesse vollständig und in sich schlüssig zu quantifizieren (Abb. 53 und Abb. 54). Im Vergleich zu natürlichen Ökosystemen sind die N-Umsatzraten für Ackerflächen auf enorm hohem Niveau. Der N-Input liegt für die **Gemeinde Auggen** (385 ha Ackerfläche) bei 56 t N, wovon 84 % als Mineraldünger zugeführt wird und jeweils 8 % aus organischer Düngung bzw. atmosphärischer N-Deposition resultieren. Zusätzlich stehen den Pflanzen etwa 32 t N aus der Mineralisierung organischen Materials zur Verfügung. Der größte Anteil von 21 t N stammt aus den Ernteresten der Vorjahre (NNvorf) und jeweils 6 t N aus

der Mineralisierung von Zwischenfrüchten (NNzwf) und aus dem langfristig verfügbaren Anteil der organischen Düngung (DNorg_f). Insgesamt werden 71 t N von den Pflanzen aufgenommen, davon entfallen 6 t N auf Zwischenfrüchte (ANzwf). Mit 44 t N werden ca. 60 % des aufgenommenen Stickstoffs mit der Ernte vom Feld abgefahren, die restlichen 40 % werden in den Bodenstickstoffkreislauf zurückgeführt.

Tab. 47: Jährlicher N-Umsatz und N-Austragsfracht nach N-MASSENBILANZ für die 385 ha Ackerfläche der Gemeinde Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge) bzw. 477 ha Ackerfläche der Gemeinde Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge) in kg N.

Input + Mobilisierung		Auggen	Weisweil	Output + Immobilisierung		Auggen	Weisweil
Mineraldünger	DNmin	47.114	67.609	N-Abfuhr mit dem Haupt- und Nebenprodukt	Nernte	44.239	61.631
N-Fixierung durch Leguminosen	Nfix	0	0				
im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil des Wirtschaftsdüngers	DNorg_a	4.417	5.195	Denitrifikation in der Bodenzone	Ndenitr	5.615	9.445
Atmosphärische N-Deposition	Natm	4.565	5.662				
Summe Input		56.096	78.466	Summe Output		49.854	71.076
Summe Input ohne Natm		51.531	72.804				
in Folgejahren (bzw. aus Vorjahren) verfügbarer Anteil des Wirtschaftsdüngers	DNorg_f	5.889	6.926	N-Bindung in der nicht erntbaren Restpflanze im Erntejahr	Ngrün	19.001	33.495
Mineralisierung aus den Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum	DNgrün	-647	2.586	Anteil der N-Bindung durch Winterungen im Herbst-Winter-Zeitraum	ANwint	2.006	592
N-Nachlieferung aus den Ernteresten der Vorfrucht	NNvorf	21.654	31.501				
N-Nachlieferung aus Zwischenfrüchten im Vorjahr	NNzwf	5.525	2.405	N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte	ANzwf	5.525	2.405
Nachlieferung aus dem Boden	NNBo	0	0				
Summe Mobilisierung		32.421	43.418	Summe Immobilisierung		26.532	36.492
				Immobilisierung für N-Pool (inkl. DNorg_f)		32.421	43.418
N-Austrag 1 (ohne Natm und Ndenitr)		13.181	18.099				
N-Austrag 2 (mit Natm und Ndenitr)		12.131	14.316				
Anteil N-Austrag 1 am N-Input ohne Natm %		26	25				
Anteil N-Austrag 2 am N-Input %		22	18				
Gesamtumsatz (Input + Mineralisierung)		88.517	121.884	Gesamtumsatz (Output + Immobilisierung + N-Austrag 2 (mit Natm u. Ndenitr.))		88.517	121.884
Anteil N-Austrag 2 am Gesamtumsatz %		14	12				

Für die **Gemeinde Weisweil** (477 ha Ackerfläche) liegt der N-Eintrag bei 78 t N, wobei die Mineraldüngung mit 86 % und die organische Düngung bzw. atmosphärische Deposition mit jeweils 7 % beteiligt sind. Aus der Mineralisierung organischen Materials stehen den Pflanzen etwa 43 t N zur Verfügung. Der größte Anteil von 34 t N stammt aus den Ernteresten der Vorjahre (NNvorf), 7 t N aus dem langfristig verfügbaren Anteil der organischen Düngung (DNorg_f) und nur 2 t N aus der Mineralisierung von Zwischenfrüchten (NNzwf). Insgesamt werden 96 t N von den Pflanzen aufgenommen,

davon entfallen lediglich 2 t N auf Zwischenfrüchte (ANzwf). Mit 62 t N werden ca. 65 % des von den Pflanzen aufgenommenen Stickstoffs mit der Ernte vom Feld abgefahren, die restlichen 35 % werden in den Bodenstickstoffkreislauf zurückgeführt.

Mit dem hohen N-Umsatz auf ackerbaulich genutzten Flächen steigt das Risiko des N-Verlustes an die Atmosphäre und Hydrosphäre. Für die Gemeinde Auggen werden von der Ackerfläche ca. 1,5 t N als NH₃ und 5,6 t N als Denitrifikationsgase (N₂, N₂O, NO) emittiert. In die Hydrosphäre gelangen jährlich 12 t N, überwiegend als Nitrateintrag ins Grundwasser. Für die Gemeinde Weisweil betragen die gasförmigen N-Emissionen von der Ackerfläche jährlich ca. 1,7 t N NH₃ und 9,4 t N Denitrifikationsgase (N₂, N₂O, NO). Die Nitrat auswaschung in die Hydrosphäre beläuft sich auf jährlich 14 t N.

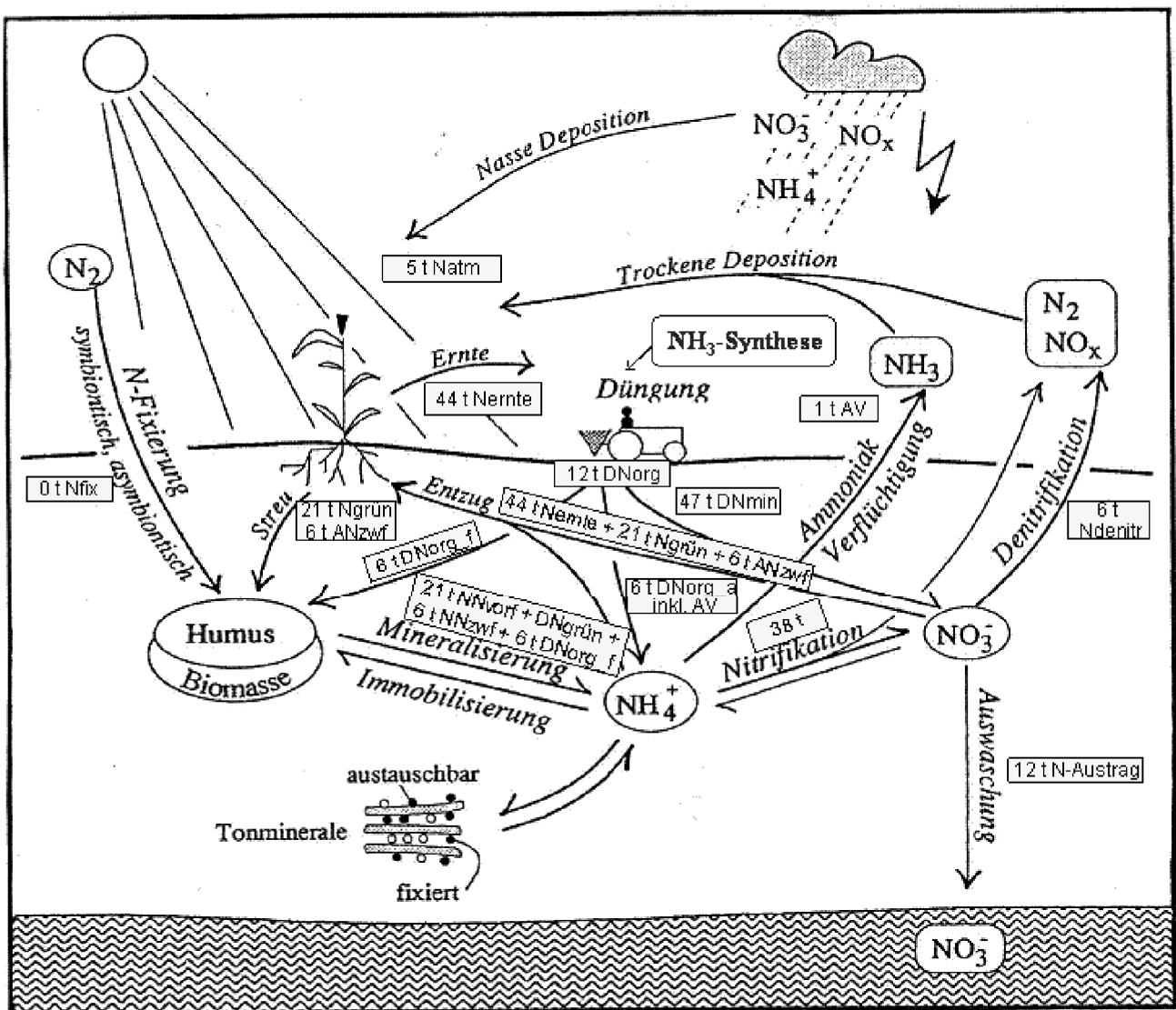


Abb. 53: Jährlicher N-Umsatz und jährliche N-Austragsfracht nach N-MASSEN Bilanz auf der Ackerfläche für die Gemeinde **Auggen** (getreidebetonte Fruchtfolge) unter Berücksichtigung des Anbaus von Zwischenfrüchten. AV = Ausbringungsverlust, weitere Abkürzungen siehe Tab. 46; (STAHR 1992, verändert).

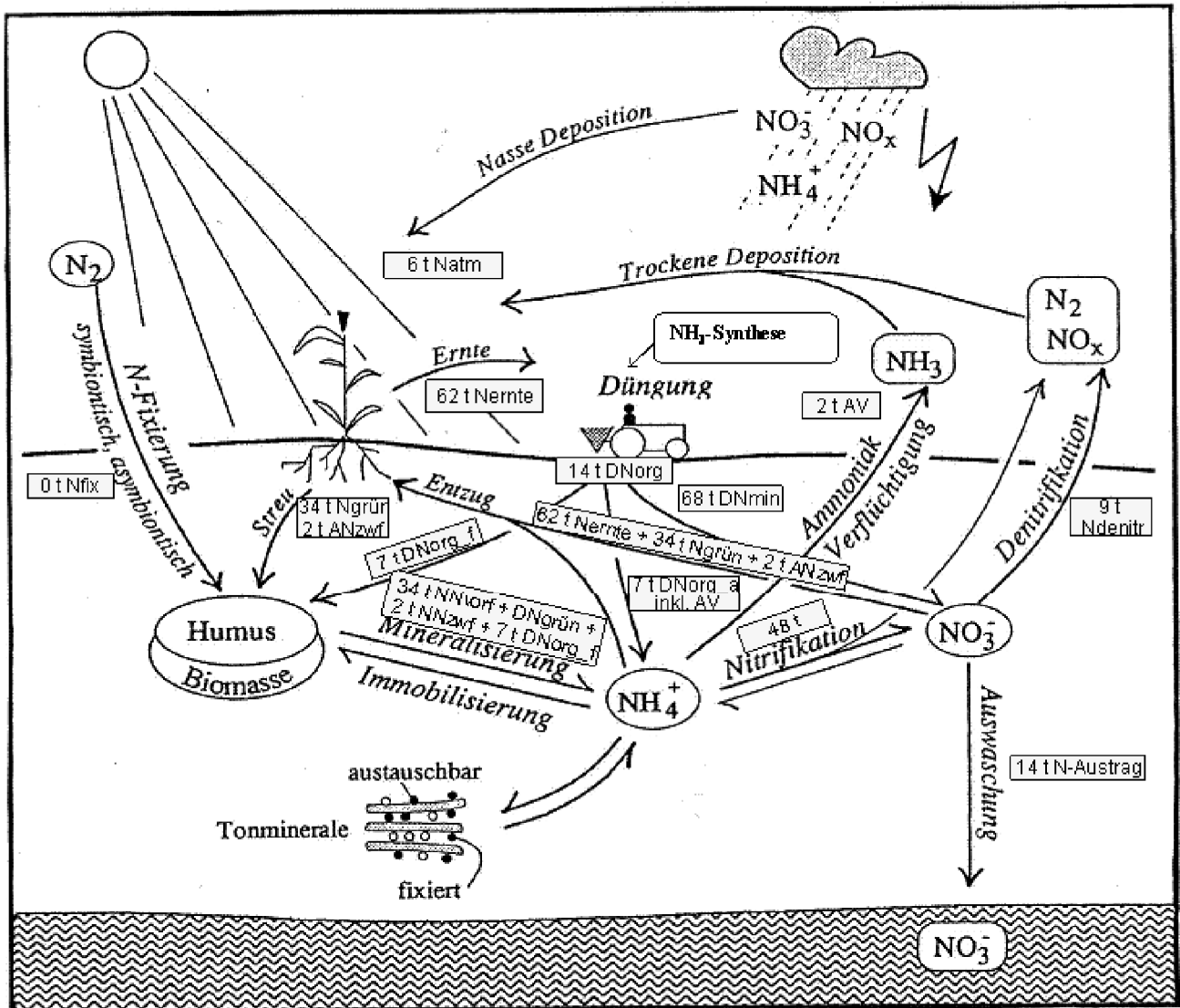


Abb. 54: Jährlicher N-Umsatz und jährliche N-Austragsfracht nach N-MASSENBILANZ auf der Ackerfläche für die Gemeinde **Weisweil** (körnermaisbetonte Fruchtfolge) unter Berücksichtigung des Anbaus von Zwischenfrüchten. AV = Ausbringungsverlust, weitere Abkürzungen siehe Tab. 46; (STAHR 1992, verändert).

7.2.4 Bewertung des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ

Annahmen und Datenunsicherheiten

Voraussetzung für die Erstellung einer regionalen N-MASSENBILANZ ist die Annahme, dass sich das Kulturartenverhältnis von einem Jahr auf das nächste nicht ändert bzw. dass ein mittleres Kulturartenverhältnis zu Grunde gelegt wird und somit eine mittlere Abschätzung der Folgefrucht ermöglicht wird. D. h. idealerweise sollte die MASSENBILANZ für ein über einige Jahre ermitteltes durchschnittliches Kulturartenverhältnis berechnet werden. Die Abschätzung der Folgefrucht erfolgt auf vereinfachte Weise indem die %-Anteile für die Kategorien (I) Winterungen, (II) Sommerungen, (III) späte Sommerungen und (IV) sonstige Sommerungen abgeschätzt werden. Hierzu ist pflanzenbaulicher Sach-

verstand und die Kenntnis der regionalen Verhältnisse notwendig. Trotzdem ist mit einem subjektiven Einfluss bei unterschiedlichen Bearbeitern zu rechnen. Die weitere Differenzierung einer Kategorie in die einzelnen Kulturarten erfolgt dann unter Wahrung der Verhältnisse im Vorjahr. Die Überprüfung der Abschätzung könnte anhand flurstücksbezogener Daten aus dem Gemeinsamen Antrag (siehe Fußnote S. 70) zumindest stichprobenhaft für Gemeinden mit regionaltypischen Anbauverhältnissen erfolgen.

Weiterer Plausibilisierungsbedarf für kulturspezifische N-Salden

Die über die N-MASSENBILANZ ermittelten kulturspezifischen N-Salden deuten darauf hin, dass insbesondere unter Berücksichtigung des Zwischenfruchtanbaus das N-Austragspotential geeignet widerspiegelt wird. Allerdings sollte dies noch eingehender plausibilisiert werden. Auch weitere N-austragsrelevante Faktoren wie z. B. das Bodenbearbeitungsverfahren sind in der MASSENBILANZ zunächst nicht berücksichtigt worden. Sie könnten aber ggf. über das Bilanzglied Nachlieferung aus dem Boden (NNBo) abgebildet werden. Sensitivitätsberechnungen sollten erfolgen, um die Unsicherheiten bei der Ermittlung der benötigten Daten für die N-MASSENBILANZ zu quantifizieren. Z. B. betrifft dies die Variabilität, die bei der Abschätzung der Folgefrüchte auch aus fachlicher Sicht möglich ist (Subjektivität des Bearbeiters) oder die zu Grunde gelegte Annahme, dass die Kulturartenverteilung in einer Gemeinde von einem Jahr zum nächsten konstant bleibt. Das berechnete Nitratauswaschungsrisiko der verschiedenen Kulturen zueinander sollte anhand von Versuchsdaten, wie beispielsweise N_{min}-Werten oder Daten die anhand von Saugkerzen und Lysimetern gewonnen wurden, überprüft werden.

Die kulturspezifischen N-Salden als Maß für die N-Austragsproblematik sind in Hinblick auf den Einsatz als Prognosewerkzeug bei Änderungen im kulturartenspezifischen Anbauumfang (z. B. Szenarien zum vermehrten Anbau nachwachsender Rohstoffe, Klimaänderungen) oder Änderungen der Bewirtschaftungsweise (z. B. Zunahme des Zwischenfruchtanbaus) von entscheidender Bedeutung.

Quantifizierung der N-Umsetzungsprozesse auf Gemeindeebene

Die N-MASSENBILANZ ist geeignet um regionale N-Umsetzungsprozesse vollständig und in sich schlüssig zu quantifizieren. Die Unschärfen dürften relativ gering sein, sollten anhand von Sensitivitätsanalysen allerdings abgeschätzt werden. Insbesondere die Abschätzung der Folgebewirtschaftung ist mit in gewissem Maße subjektiven Einschätzungen verbunden. Ein großer Vorteil der über die MASSENBILANZ ermittelten N-Salden ist, dass sie widerspruchsfrei zu denen der einfachen Bilanz sind, welche üblicherweise für die Erstellung von regionalen N-Bilanzen eingesetzt wird (OECD 2001, Bach ET AL. 2003,

BEHRENDT ET AL. 2003, OSTERBURG 2008). Die N-MASSENBILANZ kann somit als ein ergänzender Bilanzierungsansatz genutzt werden, um umfangreiche zusätzliche Informationen zum N-Haushalt einer Region zu gewinnen. Daraus lassen sich kritische N-Umsetzungsprozesse identifizieren und Möglichkeiten zur Optimierung des N-Haushaltsmanagements ableiten.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Prozessorientierte N-Haushaltsmodelle sind geeignet, um den N-Austrag räumlich und zeitlich hoch aufgelöst abzubilden. Der Datenbedarf ist allerdings groß und die Kalibrierung zeitaufwändig. Deshalb werden auf meso- und makroskaliger Ebene fast ausschließlich N-Bilanzierungsmodelle zur Quantifizierung des N-Austrags eingesetzt. Die Bilanzierung der regionalen N-Überschüsse in der Landwirtschaft erfolgt i. d. R. über eine „einfache Flächenbilanz“ nach Feld-Stall-Methode; allerdings führen unterschiedliche Datengrundlagen und methodische Unterschiede zu einer hohen Variabilität der Ergebnisse (BACH 2008).

Bei der „einfachen Bilanz“ wird angenommen, dass der N-Pool des Bodens im Gleichgewicht ist und langfristig gesehen der überschüssige Stickstoff (N-Zufuhr – N-Abfuhr) abzüglich der gasförmigen Verluste komplett in die Hydrosphäre ausgetragen wird. In Hinblick auf die Anwendung als Prognosewerkzeug sind N-Modelle auf der Basis einfacher Flächenbilanzen nur eingeschränkt geeignet, denn wasserschutzrelevante Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie z. B. der Zwischenfruchtanbau, reduzierte Bodenbearbeitung oder das Management der Erntereste sowie klimabedingte Änderungen der N-Mineralisierung, können nicht abgebildet werden. Sie führen zwar langfristig gesehen zu einer Änderung im Humusgehalt und N-Vorrat des Bodens, was sich dann auch auf den Düngbedarf und somit auf die „einfache Bilanz“ auswirkt. Die Quantifizierung der Wirksamkeit dieser Maßnahmen und Einflussgrößen ist aber nur über die Abbildung der betroffenen Stickstoffumsetzungsprozesse möglich. Gleiches gilt für die Berechnung von Szenarien zur Änderung des kulturartspezifischen Anbauumfangs (z. B. Szenarien zum vermehrten Anbau nachwachsender Rohstoffe), denn die kulturspezifischen N-Salden der einfachen Bilanz, als einjährige Salden berechnet, sind oft kein gutes Maß für die N-Austragsproblematik. Die N-Austragsrelevanz einer Kultur sollte (i) mehrjährig, also in Zusammenhang mit der Fruchtfolge und (ii) in Abhängigkeit von den nach der Ernte relevanten N-Umsetzungsprozessen, die durch wasserschutzrelevante Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Zwischenfruchtanbau) beeinflusst werden können, bewertet werden.

Mit dem N-Bilanzmodell STOFFBILANZ werden einige dieser N-Umsetzungsprozesse in vereinfachter Form berücksichtigt. Dadurch ist es möglich standörtliche Unterschiede und austragsrelevante N-Mineralisierungsprozesse abzubilden. Insbesondere Bewirtschaftungsmaßnahmen, die sich auf die N-Mineralisierung im Herbst-Winter-Zeitraum auswirken, können zumindest größenordnungsmäßig in ihrer Wirkung abgeschätzt werden. Der Einfluss der Fruchtfolge, d. h. die N-Aufnahme nachfolgender Zwischenfrüchte oder Winte-

rungen sowie die N-Mineralisierung im Frühjahr aus Ernteresten oder aus Zwischenfrüchten des Vorjahres können im Modell STOFFBILANZ allerdings nicht abgebildet werden. Der Versuch auch diese Prozesse abzubilden, führte zur Entwicklung des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ.

Berechnungsansatz N-MASSENBILANZ

Die stärkere Berücksichtigung der Folgebewirtschaftung in der N-MASSENBILANZ verbessert die Möglichkeit Änderungen der Anbauverhältnisse auf den N-Austrag abzubilden. Es wurde ein konzeptioneller Ansatz entwickelt, um die für den Nitrataustrag relevanten Faktoren Fruchtfolge und Zwischenfrucht einzubeziehen. Die Berücksichtigung dieser Effekte führt zu Änderungen in den kulturspezifischen N-Salden, aber nicht im N-Saldo der Gemeinde! D. h. die flächengewichteten Ergebnisse der N-MASSENBILANZ sind widerspruchsfrei zu denen der einfachen Flächenbilanz. Die N-MASSENBILANZ bietet aber die Möglichkeit Änderungen in der Bewirtschaftung (Kulturartenverteilung, Zwischenfruchtanbau) abzubilden. Dies führt z. B. zu einer erhöhten N-Nachlieferung aus Vorfrüchten oder Zwischenfrüchten und somit zu einer erhöhten Nitratauswaschungsgefährdung, sofern die Düngung nicht entsprechend reduziert wird. Die N-MASSENBILANZ ermöglicht somit auch die Berechnung von Szenarien zur regionalspezifisch optimierten Düngung bei veränderter Kulturartenverteilung.

Die N-MASSENBILANZ ist ein relativ einfach zu handhabendes Berechnungsschema, das die wesentlichen N-Umsetzungsprozesse auf regionaler Ebene in sich schlüssig abbildet. Damit könnte es für die Landwirtschaftsberatung ein hilfreiches Instrument sein. Der Ansatz kann die in der Realität kleinräumig und zeitlich stark variierenden Nitratauswaschungsprozesse nicht darstellen, aber er ermöglicht räumlich (z. B. Gemeinde, Gemarkung) und zeitlich (Jahreswerte) mittlere N-Umsetzungs- und Austragsfrachten zu berechnen. Regionale N-Umsetzungsprozesse werden vollständig und in sich schlüssig quantifiziert. Die N-MASSENBILANZ kann als ein ergänzender Bilanzierungsansatz genutzt werden, um umfangreiche zusätzliche Informationen zum N-Haushalt einer Region zu gewinnen. Daraus lassen sich kritische N-Umsetzungsprozesse identifizieren und Möglichkeiten zur Optimierung des N-Haushaltsmanagements ableiten.

Aktuelle Diskussion zur regionalen N-Bilanzierung in der Landwirtschaft

Im Rahmen der aktuellen Diskussion über die regionale N-Bilanzierung könnte der Bilanzierungsansatz N-MASSENBILANZ einen hilfreichen Beitrag leisten, da sie eine schlüssige Quantifizierung des N-Haushaltes ermöglicht. Derzeit werden in Deutschland unterschiedliche Ansätze zur Bilanzierung regionaler N-Überschüsse in der Landwirtschaft angewendet, die zu teilweise widersprüchlichen Ergebnissen kommen. Die Arbeitsgruppe „N-Bilanz und N-Budget“ (UBA 2008) nennt als Ursachen für die Diskrepanzen, dass (i) unterschiedliche Bilanzglieder (z. B. Mineralisierung, Immobilisierung, Denitrifikation) berücksichtigt werden, oder (ii) für diese Bilanzglieder unterschiedliche Datenquellen herangezogen werden. (iii) Die Datensätze für die atmosphärische Deposition zeigen unterschiedliche Trendentwicklungen. (iv) Die Koeffizienten für die N-Gehalte im Erntegut und für die N-Exkretion aus Viehhaltung variieren. (v) Für die gasförmigen N-Verluste bei Lagerung- und Ausbringung und bei Denitrifikation werden unterschiedliche Anteile angesetzt. (vi) Die Frage der Änderung des N-Pools durch N-Anreicherung bzw. N-Abreicherung der Böden ist ebenfalls noch unbefriedigend beantwortet bzw. berücksichtigt. (vii) Zudem plädiert die Arbeitsgruppe dafür statt Koeffizienten mehr funktionale Zusammenhänge zu implementieren. Damit würde die Übertragbarkeit verbessert und idealerweise eine konsistente Bilanzierung skalenübergreifend von der Betriebsebene bis national gelten. Die Diskussion um das Wie bei der Erstellung von N-Bilanzen ist somit noch lange nicht abgeschlossen. Als Beitrag zu der Diskussion ist auch der hier entwickelte Berechnungsansatz N-MASSENBILANZ zu verstehen.

Bedeutung der Modellierung im aktuellen agrar- und umweltpolitischen Kontext

Die Modellierung gewinnt zunehmend mehr an Bedeutung, denn Modelle dienen nicht mehr nur der Erweiterung wissenschaftlicher Erkenntnis, sondern zunehmend auch der Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen und als Prognosewerkzeug zur Unterstützung bei agrar- und umweltpolitischen Entscheidungen in Politik und Verwaltung (Decision Support System, DSS). So werden Modellierungsergebnisse, z. B. im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, verstärkt als Mit-Grundlage bei der Festlegung der von der Landwirtschaft umzusetzenden Maßnahmen herangezogen. Modellierungen können z. B. hilfreich sein, um jene Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen zu ermitteln, die die notwendige Reduzierung der Nitratbelastung bewirken, aber gleichzeitig die landwirtschaftliche Praxis möglichst wenig einschränken und möglichst geringe Ausgleichs- oder Förderleistungen notwendig machen.

Allerdings hat sich anhand der nationalen Bilanzierung aller landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Stickstoffflüsse gezeigt, dass einige N-Umsetzungsprozesse noch nicht hinreichend genau quantifiziert sind (UBA 2009). Die N-Bilanz für Deutschland weist einen Gesamt-Import von 3.2 Mio t N/a und einen Export von 2.0 Mio t N/a auf, d. h. ca. 40 % aller jährlich eingetragenen reaktiven N-Verbindungen würden akkumuliert. Die anhand der landwirtschaftlichen N-Überschüsse (nationale Gesamtbilanz) ermittelten N-Emissionen von 1.8 Mio t N/a werden mit 1.1 Mio t N/a nur unvollständig in den Emissionsinventaren für die Atmosphäre und Hydrosphäre bilanziert. Insbesondere scheint der N-Umsetzungsprozess der Denitrifikation in elementares N₂ derzeit möglicherweise stark unterschätzt zu sein und auch die Bedeutung der Böden als Quelle und Senke für Stickstoff ist noch unzureichend berücksichtigt.

Trotzdem werden seitens der Umweltbehörden und -verbände aus Gründen des Klima- oder Wasserschutzes konkrete Forderungen zur Verringerung der landwirtschaftlichen N-Salden gestellt. In Zusammenhang mit den „Nachhaltigkeitszielen für Deutschland“ hat die Bundesregierung die Reduzierung der N-Salden konkretisiert (BUNDESREGIERUNG 2008): Der für das Jahr 2000 mit 115 kg N/ha berechnete nationale Gesamtbilanzüberschuss soll bis zum Jahr 2010 auf 80 kg N/ha und bis zum Jahr 2020 auf 50 kg N/ha verringert werden. Dies fordert von der Landwirtschaft weitere erhebliche Anstrengungen zur Verbesserung der Nährstoffeffizienz und Optimierung der Düngung bei ausgewogenen Stickstoffkreisläufen und ausreichender Humusersatzwirtschaft (GUTSER 2009). Allerdings werden die genannten Zielwerte zum N-Überschuss nicht alleine durch Änderungen im landwirtschaftlichen Fachrecht erreicht werden können, sondern z. B. auch die Politikbereiche (z. B. Ernährung, Bioenergiewirtschaft, N-relevante globale Handelsströme) betreffen (ISERMANN 1993, ISERMANN 1998). Letztlich geht es auch nicht nur darum die N-Überschüsse aus der Landwirtschaft zu verringern, um N-Einträge in die Hydrosphäre zu vermeiden. Auch die Schutzziele für die weiteren Umweltmedien Atmosphäre, Pedosphäre und Biosphäre sind bei der Strategieentwicklung zur Minderung von N-Emissionen zu integrieren (UBA 2009).

9 Zusammenfassung

Modellierung des N-Austrags unter Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse

Im Rahmen des INTERREG-III A-Projektes MoNit „Modellierung der Grundwasserbelastung mit Nitrat im Oberrheingraben“ wurde ein Decision Support System (DSS) entwickelt mit dem die Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser bei veränderten sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen und bei Umsetzung wasserschutzrelevanter Bewirtschaftungsmaßnahmen prognostiziert werden kann. Innerhalb des komplexen Modellverbundes sind an die N-Austragsmodellierung verschiedene Anforderungen gestellt. Es werden flächendeckende Daten zum N-Austrag benötigt, die anhand des Landnutzungsmusters, der regionalen Unterschiede in der Kulturartenverteilung und Bewirtschaftung sowie hinsichtlich der Standorteigenschaften (Boden, Klima, Wasserbilanz) räumlich differenziert sind. Der N-Austrag ist auch für zurückliegende Zeiträume zu quantifizieren, um die aktuelle Nitratkonzentration im Grundwasser und die Trendentwicklung simulieren zu können. Schließlich ist es in Hinblick auf die Berechnung von Zukunftsszenarien notwendig Änderungen in der Landnutzung (z. B. Umwandlung von Ackerland in Grünland), der Kulturartenverteilung und der Bewirtschaftung hinsichtlich der N-Austragsproblematik adäquat abbilden zu können.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, (i) einen Überblick über die verschiedenen hydrologischen und agrarwissenschaftlichen N-Modelle zu geben, (ii) das im Projekt „MoNit“ eingesetzte Modell STOFFBILANZ detailliert zu erläutern und zu bewerten sowie (iii) Verbesserungsvorschläge, insbesondere in Hinblick auf den Einsatz als Prognoseinstrument, zu entwickeln.

Die zahlreichen im hydrologischen Bereich entwickelten N-Modelle lassen sich nach dem Grad an Kausalität, mit dem die Prozesse abgebildet werden in physikalisch basierte, empirische und konzeptionelle Modelle einteilen. Um die im agrarökologischen Bereich entwickelten prozessorientierten N-Haushaltsmodelle in diese Klassifizierung integrieren zu können, erscheint es sinnvoll die Kategorie „physikalisch basiert“ begrifflich weiter zu fassen und als „prozessorientiert“ zu bezeichnen. Die drei Modelltypen werden in ihren Grundzügen inklusive der Möglichkeiten zur Kalibrierung und Validierung beschrieben. Für jeden Modelltyp werden typische Vertreter benannt, wovon beispielhaft jeweils drei Modelle detaillierter erläutert werden.

Für die Modellierung des Nitrateintrags und –transports in Grund- und Oberflächengewässern werden Daten zu den regionalen N-Überschüssen der Landwirtschaft benötigt, die entweder modellintern berechnet werden oder aus externen Berechnungen als Modelleingangsdaten zur Verfügung gestellt werden. Die Ermittlung räumlich differenzierter N-Überschüsse ist mit Unschärfen, insbesondere bei der Abschätzung der Mineraldüngermenge behaftet, mit dem Ergebnis, dass die sensitivste Modelleingangsgröße „N-Überschüsse“ relativ variabel erscheint. Besondere Aufmerksamkeit gilt somit der Validierung von N-Austragsmodellen und der Frage der Kompatibilität von Ergebnissen verschiedener Berechnungsansätze. Die Genauigkeit der berechneten N-Überschüsse ist nicht zuletzt eine Frage der Betrachtungsebene; Bilanzierungen auf Betriebsebene dürften wohl die beste Qualität liefern, sind auf meso- und makroskaliger Ebene aber nicht realisierbar.

Modellsysteme als Decision Support Systems (DSS) sollen komplexe Wirkungszusammenhänge möglichst gut beschreiben und prognosefähig sein, um Entscheidungsträgern in der Politik und Verwaltung als Instrument der Entscheidungsfindung z. B. bei der Erstellung von Bewirtschaftungsplänen in Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu dienen. Damit werden an das ursprünglich aus rein wissenschaftlichem Interesse erstellte Modell oder Modellsystem zusätzliche Anforderungen hinsichtlich Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Prognosefähigkeit gestellt. Für den Einsatz von Modellen in Forschung und Verwaltung gelten unterschiedliche Anforderungskriterien, die bei der Modellentwicklung stärker berücksichtigt werden sollten.

Das Modell STOFFBILANZ wurde von der TU Dresden entwickelt (GEBEL 2003) und im Rahmen des Projektes MoNit auf die naturräumlichen und bewirtschaftungsspezifischen Bedingungen im Oberrheingraben angepasst. Auf der Basis satellitengestützter Landnutzungsdaten werden N-Flächenbilanzen für die Hauptnutzungsformen Ackerbau, Weinbau, Obstbau, Grünland, Wald, Gewässer, Siedlung und Devastierung berechnet. Die Kulturartenverteilung, der Wirtschaftsdüngeranfall und regionale Bewirtschaftungsdaten führen zur Variation der N-Salden landwirtschaftlicher Nutzungen auf Ebene der Gemeinden bzw. Cantone. Im Gegensatz zu zahlreichen anderen Modellen, die den N-Austrag auf Basis einfacher N-Zufuhr/N-Abfuhr-Bilanzen berechnen werden in STOFFBILANZ auch austragsrelevante N-Mobilisierungs- und N-Immobilisierungsprozesse berücksichtigt mit dem Ziel standörtliche Unterschiede und regionale Bewirtschaftungsweisen abzubilden. Die Bilanzierungsansätze für die verschiedenen Hauptnutzungsformen werden vorgestellt und die Datengrundlagen sowie Ergebnisse auf Ebene der Kulturarten und Hauptnut-

zungsformen detailliert plausibilisiert. Schließlich wird das Modell hinsichtlich der vereinfachenden Annahmen und Datenunsicherheiten bewertet.

Für Getreide ist anhand von Vergleichsrechnungen mit dem in vorliegender Arbeit entwickelten Berechnungsansatz N-MASSEN Bilanz zu vermuten, dass die Mineralisierung in STOFF Bilanz zu gering angesetzt wurde. Im Gegensatz dazu scheint sie für Kartoffeln und in geringem Maße auch für Körnermais überschätzt zu sein. Da sich die Unschärfen zum Teil aufheben, liegt der mit dem Modell STOFF Bilanz ermittelte flächengewichtete N-Saldo für die Hauptnutzungsform Acker in einer plausiblen Höhe. Mobilisierungs- bzw. Immobilisierungsprozesse sind weitgehend im Gleichgewicht, so dass selbst bei langfristiger Betrachtung die Änderungen im Gesamt-N-Pool in einem Bereich liegen, der messtechnisch nicht erfassbar ist. Auch die Trendentwicklung der N-Salden für den Ackerbau ist über die Jahre 1980, 1990 bis 2000 im Vergleich zu anderen Untersuchungen plausibel bzw. verbessert.

Die N-Salden der verschiedenen Hauptnutzungsformen stehen in einem insgesamt weitgehend plausiblen Verhältnis zueinander. Allerdings lassen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die unter Berücksichtigung der Sickerwassermengen, welche mit einem anderen Modell berechnet wurden, vermuten, dass der N-Austrag für Grünland und für Laub- und Nadelwald zumindest im äußeren Projektgebiet etwas unterschätzt wird. Der rückläufige Trend von 1980 zu 2000 wird mit Ausnahme der Hauptnutzungen Laub- und Nadelwald insgesamt bestätigt.

Für das Projektgebiet hat sich die N-Austragsfracht von 42.000 t (1980) über 27.000 t (1990) auf 18.000 t (2000) mehr als halbiert. Die Verringerung der N-Salden im Ackerbau sind im wesentlichen auf Ertragssteigerungen, Rückgänge im Viehbesatz, eine ertragsangepasste Düngung und die Verringerung der atmosphärischen N-Deposition zurückzuführen. Allerdings hat die Zunahme des Anbauumfangs von Körnermais mit relativ hohem N-Saldo den rückläufigen Trend abgeschwächt. Die sehr starken Rückgänge der N-Salden für Weinbau sind auf eine Verringerung des N-Eintrags über die Düngung und die Atmosphäre zurückzuführen, sowie auf Änderungen im Produktionsverfahren, die sich auf die Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse auswirkten. Die rückläufigen N-Salden für Obstbau und Grünland sind durch die Reduzierung des Viehbesatzes und den Rückgang der atmosphärischen Deposition bedingt. Bei den nichtlandwirtschaftlichen Nutzungen Laub- und Nadelwald, Gewässer, Siedlung und Devastierung sind die Rückgänge im N-Saldo ausschließlich auf den Rückgang der atmosphärischen Deposition zurückzuführen.

Die mit dem Modell STOFFBILANZ berechneten N-Austragsverteilungen für die Jahre 1980, 1990 und 2000 wurden linear interpoliert und unter Berücksichtigung der Verweilzeiten als jährliche N-Eintragsverteilung an das von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) betriebene Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell übergeben. Die daraus berechneten Nitratkonzentrationen im Grundwasser konnten anhand von Messwerten aus umfangreichen teilweise grenzüberschreitenden Gütemessprogrammen validiert werden. Die räumliche Verteilung der Belastung wird gut nachgebildet, die berechneten Nitratkonzentrationen sind im Mittel geringfügig niedriger als die gemessenen und der Rückgang der mittleren Nitratkonzentration zwischen 1997 und 2003 ist geringfügig stärker als bei den konsistent beprobten Messstellen. Das Modellsystem MoNit bildet die aktuelle Nitratkonzentration im Grundwasser und die Trendentwicklung mit hinreichender Genauigkeit ab, um Prognosen für die zukünftige Entwicklung berechnen zu können.

Trotzdem sollten weitere Verbesserungen angestrebt werden. Bei der N-Austragsberechnung sollte insbesondere die Qualität der Landnutzungsdaten verbessert werden. Die kulturspezifischen N-Salden sollten in Hinblick auf die Berechnung von Szenarien zu Änderungen im kulturartspezifischen Anbauumfang (z. B. Zunahme nachwachsender Rohstoffe) ein geeignetes Maß für die N-Austragsproblematik sein.

Das kulturspezifische N-Auswaschungspotential ist neben der Düngung auch abhängig von den nach der Ernte stattfindenden N-Umsetzungsprozessen, insbesondere der N-Mineralisierung aus Ernteresten und Humus sowie der N-Aufnahme nachfolgender Kulturen. Der Einfluss der Fruchtfolge, d. h. die N-Aufnahme nachfolgender Zwischenfrüchte oder Winterungen sowie die N-Mineralisierung im Frühjahr aus Ernteresten oder aus Zwischenfrüchten des Vorjahres können im Modell STOFFBILANZ allerdings nicht abgebildet werden. Der Versuch auch diese Prozesse abzubilden, führte zur Entwicklung des Berechnungsansatzes N-MASSENBILANZ. Der Berechnungsansatz wurde beispielhaft für eine Gemeinde mit getreidebetonter und einer mit körnermaisbetonter Fruchtfolge umgesetzt. Anhand einer vereinfachten Abschätzung der Folgebewirtschaftung können alle relevanten N-Umsetzungsprozesse zwischen Boden und Pflanze auf Ebene der einzelnen Kulturarten abgebildet werden, so dass sich eine geschlossene N-MASSENBILANZ ergibt. Die über diesen konzeptionellen Ansatz ermittelten Werte für einzelne N-Umsetzungsprozesse können auch zur Plausibilisierung der auf empirischen Daten beruhenden Kenngrößen im Bilanzierungsansatz STOFFBILANZ herangezogen werden. Insbesondere kann die mit großen Unschärfen behaftete Größe „N-Mineralisierung“

überprüft werden. Allerdings sollten auch für die N-MASSENBILANZ grundsätzlich Sensitivitätsberechnungen durchgeführt werden, um die Datenunsicherheiten zu quantifizieren. Z. B. betrifft dies die Unschärfe bei der Abschätzung der Folgefrüchte oder die zu Grunde gelegte Annahme, dass die Kulturartenverteilung in einer Gemeinde von einem Jahr zum nächsten konstant bleibt. Eine Verbesserung könnte auch durch das Hinzuziehen flurstücksbezogener Nutzungsdaten erzielt werden.

Die kulturspezifischen N-Salden, die sich nach N-MASSENBILANZ ergeben, weichen teilweise deutlich von denen der einfachen N-Bilanz ab, da die wesentlichen N-Umsetzungsprozesse berücksichtigt werden und der Bilanzierungszeitraum von Vegetationsbeginn bis Vegetationsbeginn reicht. Auf regionaler Ebene ergeben sich aus den kulturspezifischen N-Salden durch flächengewichtete Mittelung N-Salden für die Hauptnutzungsform Acker, die mit denen der einfachen Flächenbilanz identisch sind, sofern keine N-Anreicherung oder N-Abreicherung des Bodens angesetzt wird. Das heißt die Ergebnisse der N-MASSENBILANZ sind widerspruchsfrei mit denen der üblichen einfachen Flächenbilanz. Die N-MASSENBILANZ bietet aber die Möglichkeit Änderungen in der Bewirtschaftung (Kulturartenverteilung, Zwischenfruchtanbau) abzubilden und N-Umsatzraten auf regionaler Ebene (z. B. Gemeinden) vollständig und in sich schlüssig zu quantifizieren. Damit bietet die N-MASSENBILANZ umfangreiche zusätzliche Informationen zum N-Haushalt, woraus sich Möglichkeiten zur Optimierung des N-Haushaltsmanagements ableiten lassen.

Modelling of Nitrogen Leaching Taking Into Account Regional Transfer Processes

Within the framework of INTERREG-III A-Project „MoNit – Modelling of Groundwater Contamination With Nitrate in the Upper Rhine Valley“ a decision support system (DSS) was developed. That system permits a prediction of the development of nitrate concentration in groundwater under the influence of changing socio-economic conditions and specific cultivation measures for groundwater protection. There are a number of particular requirements of the system regarding the modelling of nitrate leaching. It requires area-wide data of the N-loss, which depends on the locally variable land use, crop distribution, cultivation methods and properties of the agricultural region (soil, climate, water balance). The loss has to be quantified for the past also in order to simulate the actual nitrate concentration in groundwater and further development. Finally, with respect to the formulation of scenarios of future agricultural situation, it is necessary to anticipate changes in land use (e. g. conversion of arable land into grassland), crop patterns and cultivation practices and their effect on nitrogen leaching.

The aim of the thesis is (i) to give an overview of relevant hydrological and agricultural models, (ii) to give a detailed discussion of the model „STOFFBILANZ“, which was part of the MoNit-DSS, and (iii) to propose improvements of the leaching modul, especially with respect to its use for making predictions.

The numerous nitrogen models, which were developed on a hydrological basis, may be differentiated according to their degree of causality, with which the processes are modelled. It is possible, to distinguish between physically based, empirical and conceptual models. In order to integrate into that classification the process-oriented models, which are developed from an agriculturally scientific basis, it appears necessary to broaden the definition of „physically based“ to „physically oriented“. The basics of the three types of models are described, including possibilities of their calibration and verification. For each type of model, typical examples are listed and three representatives for each are described in more detail.

For the modelling of nitrate input and transport in ground- and surface waters, data of regional N-surplus of the agricultural production are required. They may be computed within the model or have to be supplied as input data from external estimations. The evaluation of spatially variable N-surplus data is afflicted with uncertainties, which originate to a large extent from the estimation of the amount of mineral fertilisation. Therefore the most sensitive model input parameter „N-surplus“ is relatively variable. The validation of nitrogen leaching models and the comparability of results from different methods of

calculation therefore have to be considered with special care. The accuracy of the calculated N-surplus is last but not least a question of scale: Nitrogen balances on farm level are supposed to give the most precise estimates, they are, however, not practicable on meso and macro scales.

A system of models used as a decision support system (DSS) ought to describe complex cause-and-effect chains as good as possible, and permit predictions, such that decision makers in politics and administration can use it as a tool. Significant decisions are necessary, for example, in connection with preparation of management plans as required by the EC water frame work directive. As a consequence of that application additional demands arise with respect to transparency, traceability and predictive ability, which go beyond the requirements of purely scientific models. Models used in scientific research and in administration have different requirements. That needs to be accounted for more in model developments.

The model „STOFFBILANZ“ was developed by TU Dresden (GEBEL 2003) and adjusted to the natural and agricultural conditions of the Upper Rhine Valley as part of the project MoNit. Using land use data, derived from satellite surveys, areal balances are calculated for the main land uses cropland, viniculture, fruit-growing, grassland, forests, waterbodies, residential areas and degraded land. The local crop pattern, amount of manure and regionally different management practices cause a variability of N-balances of agricultural uses between different communes, resp. Cantons. In contrast to many other models, which calculate the N-loss on the basis of simple N-delivery versus N-removal summations, in STOFFBILANZ the relevant processes of mobilisation and immobilisation are considered also. That permits to model differences of field conditions and regionally different management practices. The calculating procedure for the balance is described for the main land use types and the input data as well as the results for different crops and land use types are confirmed in detail. Lastly the model is evaluated with regard to the simplifying assumptions and data uncertainties.

Comparisons with the calculation procedure „N-MASSENBILANZ“, which was developed in the present study, suggest the estimate for mineralisation in STOFFBILANZ to be too small for wheat. On the contrary, it seems to be too large for potato and to a lesser degree for corn. Nevertheless, the area-weighted nitrogen balance from STOFFBILANZ for the main land use category cropland has a plausible value, because the imprecisions partly cancel each other. Mobilisation and immobilisation are essentially of equal magnitude, such that even considering long term balances the variation of the total-nitrogen-pool is below a

magnitude susceptible to measurements. The trends of N-balances for cropland for 1980, 1990 and 2000 is plausible and improved in comparison to other investigations.

The N-balances of the different main land use categories are overall reasonably comparable to each other. However, the nitrate concentrations of the seepage, calculated using seepage rates from a different model, suggest an underestimation of N-leaching for grassland, deciduous and for coniferous forests, at least for the outer project area. The falling trend between 1980 and 2000 is corroborated with the exemption of deciduous and coniferous woodland.

The total N-loss for the entire project area has been cut in more than half from 42.000 t (1980) via 27.000 t (1990) to 18.000 t (2000). The reduction of N-balances for cropland is based on increases of yield, decreases of livestock, yield-oriented fertilizing and a reduction of atmospheric deposition. On the other side, the increase of cultivation of corn with its relatively high N-balance has weakened the falling trend. The very high reduction of N-balances for viticulture originate from a reduction of fertilizing and atmospheric deposition, as well as changes in cultivation practices, which influenced mineralization and immobilization processes. The reduction of N-balances for fruit-growing and grassland are caused by reduction of livestock farming and of atmospheric deposition. The decline of N-balance for deciduous and coniferous woodlands, water bodies, residential areas and devastated lands results solely from a cutback of atmospheric deposition.

The spatial distribution of N-losses for the years 1980, 1990 and 2000, which were calculated using STOFFBILANZ, were linearly interpolated over time. These data were supplied as nitrate input data to the groundwater flow and transport model, operated by the Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), additionally taking into account the detention time for passing the unsaturated zone. It was possible to validate the calculated nitrate concentration in groundwater by comprehensive data collections from national and transboundary water quality surveys. The spatial distribution of the contamination could be reproduced quite well. The calculated groundwater concentrations are on the average slightly less than measured and the reduction of the area mean concentration between 1997 and 2003 is slightly larger than the trend from measuring points, which were sampled consistently during that period. The aggregated model system MoNit is suitable to reproduce the actual nitrate concentration and trend in groundwater with sufficient accuracy, to calculate predictions for further development.

Nevertheless, further improvements are necessary. With respect to the N-leaching model it is urgent to improve the quality of land use data. On the other side it can be assumed, that

the crop balances are an adequate tool to calculate scenarios, estimating the effects of changes in crop pattern (e. g. increase of cultivation of renewable energy crops) on regional N-leaching.

The specific crop potential for nitrate leaching also depends, besides to fertilizing, on N-transformation processes, occurring after the harvest, mainly the mineralisation of crop residues and humus and the N-uptake of following crop. Using STOFFBILANZ it is not possible to investigate the influence of crop rotation, i. e. N-incorporation by succeeding intermediate crops or winter crops as well as nitrogen mineralisation in spring from plant residues or from intermediate crops of the preceding year. In order to model these processes as well, a new calculation procedure „N-MASSENBILANZ“ was formulated. As an example, that procedure was applied to one commune with predominant cereal farming and to another commune with predominant corn farming. It was possible to reproduce all relevant transformation processes between plant and soil on the basis of a simplified estimation of crop rotation for each type of crops. Thereby results a mass balance which is closed. The values for the diverse transformation processes resulting from that conceptual calculation procedure can be used also for evaluating the plausibility of the parameters of STOFFBILANZ, which are derived from empirical data. In particular, the very unprecise parameter „N-mineralisation“ can be checked. However, sensitivity calculations should be performed also for N-MASSENBILANZ in order to quantify the uncertainty. That pertains, for example, to the uncertainty with respect to estimating the succeeding crops or the assumption of unchanged crop pattern within a commune. Further improvement appears possible by using data on field scale..

The specific crop balances, which are a result of N-MASSENBILANZ, partly differ to a large extent from those of the simple N-balance, because the essential N-transformation processes are taken into account and the period of balancing spans from the beginning of a vegetation period to the next. Nitrogen balances on a regional scale for the land use category „arable land“ can be obtained by spatially averaging the crop specific balance parameters. They will be identical with those of the simple balance, if there exist no N-accumulation or N-depletion of the soil. That implies, that the results of N-MASSENBILANZ are consistent with the customary simple areal balance. However, the N-MASSENBILANZ offers the possibility to model changes in cultivation practices (crop pattern, intermediate crops) and to quantify nitrogen transformation rates on a regional basis completely and consistently. By this means, N-MASSENBILANZ offers numerous additional informations about the N-budget. From that it is possible to derive options to improve the management of the nitrogen budget.

Modélisation du lessivage de l'azote en fonction de processus régionaux de transformation de l'azote

Dans le cadre du projet INTERREG-III A MoNit « Modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur » a été développé un système d'aide à la décision (Decision Support System - DSS) permettant de simuler l'évolution de la concentration en nitrates des eaux souterraines en fonction des modifications des conditions socio-économiques et de la mise en œuvre de mesures d'exploitation ayant un impact sur la protection des eaux souterraines. Au sein de ce système de modèles couplés, la modélisation complexe du lessivage des nitrates est soumise à différentes exigences. Il est nécessaire d'obtenir des données spatialisées de lessivage de l'azote sur des surfaces importantes, différenciées selon les types d'utilisation du sol, les différences régionales d'assolement et d'exploitation agricole, ainsi que du point de vue des caractéristiques stationnelles (sols, climat, bilan hydrique). Le lessivage de l'azote doit également pouvoir être quantifié pour des périodes écoulées, afin d'être en mesure de simuler la concentration actuelle ainsi qu'une tendance évolutive. Enfin, dans l'optique du calcul de scénarios d'avenir, le modèle doit être capable de reproduire correctement des modifications de l'utilisation du sol (p. ex. conversion de terres cultivées en prairie), de l'assolement et de l'exploitation agricole sous l'angle de la problématique du lessivage de l'azote.

Ce travail a pour objectif (i) de présenter une vue d'ensemble des différents modèles d'azote hydrologiques et agronomiques, (ii) d'explicitier en détail et d'évaluer le modèle STOFFBILANZ mis en œuvre au sein du projet MoNit, ainsi que (iii) de développer des propositions d'amélioration, notamment du point de vue de la mise en œuvre d'instruments de prédiction.

Les nombreux modèles d'azote mis au point dans le domaine hydrologique se classent en modèles à base physique, empirique, ou conceptuelle, selon le degré de causalité avec lequel les processus sont décrits. Afin de pouvoir intégrer au sein de cette classification les modèles de bilan d'azote orientés vers les processus développés dans le domaine agro-environnemental, il semble utile d'élargir la catégorie « à base physique » pour la décrire comme « orientée vers les processus ». Les trois types de modèles sont décrits dans leurs grandes lignes, y compris en ce qui concerne leurs possibilités de calibration et de validation. Des représentants typiques de chaque type de modèle sont nommés, dont trois modèles sont détaillés à chaque fois à titre d'exemple.

La modélisation des entrées et du transport de nitrates dans les eaux souterraines et superficielles nécessite des données régionales d'excédents d'azote issus de l'agriculture, qui sont soit calculées au sein du modèle, soit fournies en tant que données d'entrée au modèle suite à des calculs externes. La détermination spatialisée des excédents d'azote différenciés est entachée d'imprécision, notamment lors de l'estimation des doses d'engrais minéraux, de sorte que la grandeur « excédents d'azote », qui est la plus sensible du modèle, s'en trouve relativement variable. C'est pourquoi la validation des modèles de lessivage de l'azote et la question de la compatibilité de résultats issus d'approches de calcul différentes requièrent une attention particulière. La précision des excédents d'azote calculés n'est pas en dernier lieu une question d'échelle ; même si les bilans à l'échelle de l'exploitation sont de la meilleure qualité possible, ils ne sont pas réalisables à moyenne ou à grande échelle.

Les systèmes de modèles tels que les Decision Support Systems (DSS) doivent décrire aussi bien que possible les interactions complexes du système étudié et permettre d'établir des simulations, afin de pouvoir être utilisés par les décideurs politiques et administratifs en tant qu'outil de décision, par exemple lors de la mise en place de plans d'exploitation en relation avec la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau de l'UE. Cet aspect implique de nouvelles exigences pour des modèles ou systèmes de modèles développés initialement à des fins uniquement scientifiques, telles que la transparence, la traçabilité et la capacité de simulation. La mise en œuvre de modèles dans les domaines de la recherche et de la gestion reposent sur des critères d'exigence différents, qui devraient être mieux pris en compte lors du développement du modèle.

Le modèle STOFFBILANZ a été développé par la TU de Dresde (GEBEL, 2003) puis adapté aux spécificités de la vallée du Rhin Supérieur en termes de milieu physique et d'exploitation agricole. Des bilans spatialisés d'azote ont été calculés à partir de données satellitaires d'utilisation du sol pour les principales formes d'occupation du sol : terres cultivées, vignoble, production fruitière, prairies, forêts, eaux de surface, zones urbanisées et friches. L'assolement, les quantités de fumier de ferme et les données régionales d'exploitation agricole donnent lieu à des variations des soldes d'azote d'origine agricole à l'échelle de la commune ou du canton. Contrairement à de nombreux autres modèles qui déterminent le lessivage de l'azote sur la base de simples bilans entre apports et exportation d'azote, STOFFBILANZ considère également les processus de mobilisation et d'immobilisation de l'azote qui jouent un rôle important dans ce domaine, avec pour objectif de simuler des différences stationnelles ainsi que des pratiques régionales d'exploitation. Les méthodes de bilan pour les différentes occupations du sol sont

présentées, et la pertinence des données de base ainsi que les résultats par culture et par occupation du sol est étudiée en détail. Enfin, le modèle est évalué du point de vue d'hypothèses simplifiées et des incertitudes sur les données.

Pour les céréales, on peut supposer sur la base des calculs comparatifs avec la méthode de calcul N-MASSENBLANZ développée dans ce travail que la minéralisation calculée est trop faible. A l'inverse, elle semble surévaluée pour la pomme de terre et dans une moindre mesure pour le maïs grain. Les incertitudes se compensant partiellement, le solde d'azote spatialement pondéré calculé par le modèle STOFFBLANZ pour l'occupation du sol « terres cultivées » se situe à un niveau plausible. Les processus de mobilisation et d'immobilisation sont globalement en équilibre, de telle sorte que même sur une longue période, les modifications au sein du pool total d'azote se situent à un niveau non évaluable par des moyens techniques de mesure. De même, l'évolution des soldes d'azote pour les terres cultivées au cours des années 1980, 1990 à 2000 est plausible, voire améliorée par rapport à d'autres études.

Les rapports entre les soldes d'azote des différentes occupations du sol sont globalement cohérents. Les concentrations en nitrates dans les eaux de percolation calculées sur la base des quantités d'eau de percolation laissent toutefois supposer que le lessivage de l'azote pour les prairies ainsi que pour les forêts de caduques et de conifères est quelque peu sous-estimé, au moins dans la zone extérieure du projet. La tendance évolutive à la baisse de 1980 à 2000 a été validée globalement sans les formes d'occupation du sol « forêt de caduques et de conifères »

Dans la zone du projet, la charge d'azote lessivé a été plus que divisée par deux, passant de 42 000 t (1980) à 27 000 t (1990) puis à 18 000 t (2000). Cette réduction des soldes d'azote dans l'agriculture est principalement attribuable à une augmentation des rendements, un recul de la densité de bétail, une fertilisation mieux adaptée aux rendements ainsi qu'à une diminution de la déposition atmosphérique d'azote. Toutefois, cette tendance baissière a été partiellement compensée par l'extension de la culture du maïs grain, dont le solde d'azote est relativement élevé. La très forte diminution des soldes d'azote dans le vignoble est liée à une réduction des entrées d'azote par fertilisation et par voie atmosphérique, ainsi qu'à des modifications des méthodes culturales, qui ont un impact sur les processus de minéralisation et d'immobilisation. Pour les cultures fruitières et les prairies, les diminutions des soldes d'azote proviennent de la réduction de la densité de bétail et de la déposition atmosphérique. Pour les occupations du sol non agricoles, c'est-à-dire les forêts de feuillus et de conifères, les eaux de surface,

les zones urbanisées et les friches, le recul des soldes d'azote est uniquement dû à une baisse de la déposition atmosphérique.

Les distributions du lessivage de l'azote calculées à l'aide du modèle STOFFBILANZ pour les années 1980, 1990 et 2000 ont été interpolées linéairement, puis fournies (en tenant compte du temps de transfert) en tant que carte d'entrée annuelle d'azote au modèle de circulation des eaux souterraines et de transport des nitrates exploité par le Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW). Les concentrations en nitrates des eaux souterraines calculées à partir de ce modèle ont pu être validées sur la base de très nombreuses valeurs mesurées, collectées dans le cadre de programmes de mesures transfrontaliers. La distribution spatiale de la pollution est correctement simulée, les concentrations en nitrates sont en moyenne à peine inférieures aux valeurs mesurées, et la baisse des concentrations moyennes en nitrates entre 1997 et 2003 est légèrement supérieure aux valeurs obtenues dans les stations de mesures faisant l'objet d'un suivi intensif. Le système de modèles MoNit simule la concentration actuelle des nitrates dans les eaux souterraines et leur tendance évolutive avec une précision suffisante pour permettre le calcul d'évolutions futures.

Toutefois, il serait souhaitable d'effectuer d'autres améliorations. Sur le plan du calcul du lessivage de l'azote, la qualité des données d'utilisation du sol devrait en particulier être améliorée. Les soldes d'azote spécifiques aux différentes cultures devraient constituer le point de départ à l'évaluation de scénarios de modification des assolements (p. ex. développement des cultures dans le cadre des énergies renouvelables).

En plus de la fertilisation, le potentiel de lessivage de l'azote pour les différentes cultures dépend également des processus de transformation de l'azote après la récolte, en particulier la minéralisation à partir des résidus de récolte et de l'humus, ainsi que l'absorption de l'azote par la culture suivante. Toutefois, l'influence de la succession culturale, c'est-à-dire l'absorption d'azote par la culture intermédiaire suivante ou la culture d'hiver, de même que la minéralisation au printemps à partir des résidus de récolte ou des cultures intermédiaires printanières, ne peuvent pas être simulées par le modèle STOFFBILANZ. La tentative de simuler également ces processus a abouti au développement de la méthode de calcul N-MASSBILANZ. A titre d'exemple, cette méthode de calcul a été mise en œuvre pour une commune dominée par les cultures céréalières et une autre dominée par celle du maïs grain. A partir d'une estimation simplifiée de la succession des cultures, il est possible de simuler à l'échelle d'une culture tous les processus majeurs de transformation de l'azote entre le sol et la plante, pour donner lieu à un bilan fermé de l'azote (N-MASSBILANZ). Les valeurs pour des

processus individuels de transformation de l'azote déterminées par le biais de cette approche conceptuelle peuvent également être utilisées pour vérifier la pertinence des grandeurs utilisées dans l'approche de bilan STOFFBILANZ qui repose sur des données empiriques. Il est en particulier possible d'évaluer la grandeur « minéralisation de l'azote », qui est soumise à une forte imprécision. Des analyses de sensibilité de principe devraient cependant être effectuées pour N-MASSENILANZ, afin de quantifier les incertitudes sur les données. Ces incertitudes concernent par exemple les imprécisions lors de l'estimation des successions culturales ou bien l'hypothèse sous-jacente selon laquelle l'assolement reste identique d'une année à l'autre dans une commune. L'utilisation de données d'occupation du sol à l'échelle de la parcelle pourrait également constituer une voie d'amélioration.

Les soldes d'azote par culture issus de N-MASSENILANZ se différencient souvent clairement des bilans d'azote simples, car ils prennent en compte les principaux processus de transformation de l'azote et car la période du bilan va du début d'une période végétative au début de la suivante. A l'échelle régionale, la pondération spatiale des soldes d'azote spécifiques à chaque culture fournit des soldes d'azote pour les terres cultivées qui sont identiques à ceux obtenus par le biais des simples bilans à la surface, à condition qu'il n'y ait pas d'augmentation ou de diminution du stock d'azote contenu dans le sol. Ceci signifie que les résultats issus de N-MASSENILANZ ne sont pas contradictoires avec ceux des simples bilans spatialisés. N-MASSENILANZ offre toutefois la possibilité de reproduire des modifications de l'exploitation (assolement, semis de cultures intermédiaires) et de quantifier en totalité et avec certitude des taux de transfert d'azote à l'échelle régionale (commune p. ex.) ou à celle de l'exploitation. De ce fait, N-MASSENILANZ offre dans le cadre du cycle de l'azote des informations supplémentaires considérables, qui ouvrent des possibilités d'optimisation de la gestion du cycle de l'azote.

10 Literatur

10.1 Veröffentlichungen

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart.
- AMBERGER, A. (1990): NH₃-Verluste aus der Anwendung organischer und anorganischer Dünger. VDLUFA Schriftenreihe 30, 103-108.
- APRONA (2007): Indicateurs transfrontaliers pour la protection de la nappe dans le Fossé rhénan supérieur / Grenzüberschreitende Indikatoren zum Schutz des Grundwassers im Oberrheingraben. Association pour la protection de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace (APRONA), Colmar (F).
- ARMBRUSTER, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Freiburger Schriften zur Hydrologie 17, Diss. Univ. Freiburg.
- AUTH, S., AUERSWALD, K., FORSTNER, S., HALAMA, M., RINTELEN, P. M. (2005): Nährstoffbelastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft. Methoden zur Abschätzung - Möglichkeiten zur Reduzierung. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Agrarökonomie. URL: <http://www.lfl.bayern.de/ilb/struktur/14324/index.php> (03.10.2009).
- BACH, M.; FREDE, H.G.; LANG, G. (1997): Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanzen für die Bundesrepublik Deutschland - Methodik, Trends und Bewertung von PARCOM-gemäßen und flächenbezogenen Bilanzierungen. VDLUFA Schriftenreihe 46, 351-354.
- BACH, M.; GRIMM, M.; FREDE, H.G. (2003): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden - Beispiel Hessen. *Wasser & Boden* 55 (7+8), 120-126.
- BACH, M.; FREDE, H.G. (2005): Assessment of Agricultural Nitrogen Balances for Municipalities -Example Baden-Württemberg (Germany). *European Water Association (EWA) online*, URL: http://www.ewaonline.de/journal/2005_01.pdf (18.09.2009).
- BACH, M. (2007): Berechnung landwirtschaftlicher Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung „Kreise und kreisfreie Städte“. Abschlussbericht zum UBA-F+E-Vorhaben 205 24 204. Univ. Gießen, Inst. Ressourcenmanagement, 42 S.
- BACH, M. (2008): Nährstoffüberschüsse in der Landwirtschaft – Ergebnisse und methodische Aspekte. In: Fuchs, S.; Fach, S.; Hahn, H. (Hrsg.): *Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung (Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008)*. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft (SWW) 128, 65-86.
- Bäumer, K. (1971): Allgemeiner Pflanzenbau. Ulmer Verlag.
- BERGSCHMIDT, A. (2004): Indikatoren für die internationale und nationale Berichterstattung im Agrarbereich. *Landbauforschung Völkenrode*, Sonderheft 269.
- BEHA, A.; FINCK, M.; KORTE, S.; VAN DIJK, P.; CASPER, M. (2005): Beurteilung der Effizienz von Maßnahmen zur Verringerung des Nitrataustrags – prozessorientierte Modellierung mit STICS. VDLUFA Schriftenreihe 61, 69-74.

- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G.; UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, 288 S.
- BEHRENDT, H.; BACH, M.; KUNKEL, R.; OPITZ, D.; PAGENKOPF, W.-G.; SCHOLZ, G.; WENDLAND, F. (2003): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03, 201 S.
- BEHRENDT, H.; VENOHR, M.; OPITZ, D.; ZWEYNERT, U. (2008): Modellierung von Einträgen, Retention und Frachten in Flusssystemen mit MONERIS; Teil I: Das Modellkonzept von MONERIS – Erfahrungen aus der Anwendung und dem Vergleich. In: Fuchs, S.; Fach, S.; Hahn, H. (Hrsg.): *Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung (Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008)*. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft (SWW) 128, 9-33.
- BERKHÖFF, K. (2008): GIS-basierte Modellierung der Grundwasserempfindlichkeit in einer agrarischen Intensivregion. Diss. Univ. Osnabrück.
- BILLEN, G.; GARNIER, J.; NÉMERY, J.; SEBILO, M.; SFERRATORE, A.; BARLES, S.; BENOIT, P.; BENOÎT, M. (2007): A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment* 375, 80 – 97.
- BINGEMAN, C.W.; WARNER, J.C.; MARTIN, W.P. (1953): The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 17, 14-38, Madison, Wisconsin.
- BIRCH, H.F. (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil* 10, 9-32.
- BISCHOFF, W.-A. (2007): Entwicklung und Anwendung der Selbst-Integrierenden Akkumulatoren: Eine Methode zur Erfassung der Sickerfrachten umweltrelevanter Stoffe. Diss. TU Berlin, 172 S.
- BMU; BMELV (2008): Nitratbericht 2008. Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (Hrsg.), Bonn.
- BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. (2000): Berechnungsverfahren „Agrarökologische Indikatoren“. Projektbericht des Institut Transfrontalier d'Application et de Développement Agronomique (ITADA) / Grenzüberschreitendes Institut zur Rentablen Umweltgerechten Landbewirtschaftung (Hrsg.), Colmar (F).
- BOCKSTALLER, C.; KOLLER, R.; GIRARDIN, P. (2006): Betriebliches Umweltmanagement in der Landwirtschaft: Vergleich der Methoden INDIGO, KUL/USL, REPRO und SALCA. ITADA Arbeitsprogramm III, Abschlussbericht zum Projekt 04. Institut Transfrontalier d'Application et de Développement Agronomique (ITADA) / Grenzüberschreitendes Institut zur rentablen umweltgerechten Landbewirtschaftung (Hrsg.), Colmar (F).
- BRAUN, CH. (1994) : Denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste einer Acker-Catena im Kraichgau. Hohenheimer Bodenkdl. Hefte 16. Diss. Univ. Hohenheim.
- BRISSEON, N.; MARY, B.; RIPOCHE, D.; JEUFFROY, M. H.; RUGET, F.; NICOUILLAUD, B.; GATE, P.; DEVIENNE-BARRET, F.; ANTONIOLETTI, R.; DURR, C.; RICHARD, G.; BEAUDOIN, N.; RECOUS, S.; TAYOT, X.; PLENET, D.; CELLIER, P.; MACHET, J. M.; MEYNARD, J. M.; DELECOLLE, R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.

- BRISSON, N.; GARY, D., JUSTES, E., ROCHE, R., MARY, B., RIPOCHE, D. (2003): An overview of the crop model STICS. *European journal of agronomy* 18, 309-332.
- BRISSON, N.; LAUNAY, M.; MARY, B.; BEAUDOIN, N. (2009): Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. Quae editions. 304 S.
- BROADBENT, F.E. (1965): Effect of fertilizer nitrogen on the release of soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29, 692-696.
- BUNDESREGIERUNG (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland – Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Eigenverlag, Berlin.
- CAMASE (2005): The CAMASE register of quantitative methods and models for research on Agricultural Systems and the Environment.
URL: <http://library.wur.nl/way/bestanden/clc/1763788.pdf> (18.09.2009).
- DHI (2008): MIKE SHE - Integrated Surface Water and Ground Water. :
URL: <http://www.dhigroup.com/Software/WaterResources/MIKESHE.aspx> (18.09.2009).
- DOSCH, P.; GUTSER, R. (1995): N₂O-Freisetzung nach der Applikation von Gülle zu Mais und Grünland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 76, 535-538.
- ELSÄSSER, M. (1999): Auswirkungen reduzierter Stickstoffdüngung auf Erträge, Futterwert und Botanische Zusammensetzung von Dauergrünland sowie Nährstoffverhältnisse im Boden. Habilitationsschrift, Univ. Hohenheim, Wissenschaftsverlag Dr. Fleck, Gießen.
- EMEP 2003a: Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, PART I: Unified EMEP Model Description, EMEP Status Report 2003.
URL: http://www.emep.int/publ/reports/2003/emep_report_1_part1_2003.pdf (18.09.2009)
- EMEP 2003b: Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, PART II: Unified EMEP Model Performance, EMEP Status Report 2003.
URL: http://www.emep.int/publ/reports/2003/emep_report_1_part2_2003.pdf (18.09.2009)
- ENGELS, T.; KUHLMANN, H. (1993): Effect of the rate of N fertilizer on apparent net mineralization of N during an after cultivation of cereal and sugar beet crops. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 149-154.
- ERNST, M.; HEINEMEYER, O.; MUNCH, J.C.; SONDGERATH, D.; KAISER, E.A. (1995): Räumliche Variabilität von N₂O-Emissionen und den sie beeinflussenden Parametern im Freiland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 76, 539-542.
- FGG WESER (2009): Modellprojekt AGRUM Weser. URL: http://www.fgg-weser.de/pilotprojekte_fge.html. Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Weser.
- FINCK, M.; DELLER, B.; HINTEMANN, TH.; OTTEN, I.; REINSCH, M. (2009a): Ergebnisse der Modellierung des N-Austrags für die 23 gefährdeten Grundwasserkörper (gGWK) in Baden Württemberg. VDLUFA-Schriftenreihe 65.
- FINCK, M.; HINTEMANN, TH.; OTTEN, I.; REINSCH, M. (2009b): Modellierung des N-Austrags für die 23 gefährdeten Grundwasserkörper (gGWK) in Baden Württemberg und maßgebliche Ursachen für die zeitliche Entwicklung. VDLUFA-Schriftenreihe 65.
- FINK, M.; BEISECKER R.; KRALISCH, S.; MAUDEN R. (2007): Strategien zur Reduktion des diffusen Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Miegel, K.; Trübger, E.R.; Kleeberg, H.B. (Hrsg.): *Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf*

- Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern (Beiträge zum Tag der Hydrologie Rostock 22./23.03.2007)* Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 20.07 (1), 63-69.
- FLACHOWSKY, G.; LEBZIEN, P. (2008): Beiträge der Tierernährung zur Reduzierung der Stickstoff-, Phosphor- und Spurenelementausscheidungen bei Lebensmittel liefernden Tieren. In: Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): *Landnutzung und Wasserqualität. Herausforderungen bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) Braunschweig 24./ 25.10.2008)*. Schriftenreihe Agrarspectrum 41. 75-93.
- FLAIG, H.; LEHN, H.; PFENNIG, U.; AKKAN, Z.; ELSNER, D.; WACLAWSKI, N. (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers. - Materialienband der Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg (Hrsg.), ISBN 3-934629-87-3, Stuttgart, 317 S.
- FLEIGE, H.; MEYER, B.; SCHOLZ, H. (1971): Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Düngerstickstoff (^{15}N) in einer Acker-Parabraunerde aus Löß. Gött. Bodenk. Berichte 18, 39-86.
- Franko, U. (1984): Einfluß niedriger Temperatur auf die Umsetzung der organischen Substanz im Boden. *Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenk.* 27, 533-536.
- FREDE, H.-G.; DABBERT, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed-Verlag.
- FRITSCH, F. (2007): N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in Rheinland-Pfalz. Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum (DLR) Rheinland-Pfalz, Bad-Kreuznach.
- GAMER, W.; ZEDDIES, J. (2005): Bilanzen von potenziell umweltbelastenden Nährstoffen (N, P, K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Forschungsbericht der Univ. Hohenheim im Auftrag des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum (MLR), Stuttgart.
- GAMER, W.; ZEDDIES, J. (2007): Bilanzen von potenziell umweltbelastenden Nährstoffen (N, P, K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg - Ergebnistabellen. Forschungsbericht der Univ. Hohenheim im Auftrag des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum (MLR), Stuttgart.
- GAUGER, T.; HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; DÄMMGEN, U.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J.W.; VERMEULEN, A.T.; SCHAAP, M.; TIMMERMANN, R.M.A.; BUILTJES, P.J. H.; DUYZER, J.H. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects). Zusammenfassung. Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends. Abschlußbericht FKZ 204 63 252. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
- GEBEL, M. (2003): Die Berücksichtigung von N-Umsatzprozessen auf Ackerflächen bei der Quantifizierung diffuser Stickstoffeinträge in Flussgebieten mit dem Modell STOFFBILANZ. *Geoökodynamik* 24 (3/4), 249-259.
- GEBEL, M.; KAISER, M.; KORTE, S.; LAMBRECHT, H.; CASPER, M.; FINCK, M. (2005b): Calculation of diffuse seepage loads of nitrogen in the Upper Rhine Valley using the STOFFBILANZ model. In: *Proc. 6th European Water Resources Association (EWRA) Conference Menton (F) Sept. 7.-10.09.2005*. Editions de la Boyère - ISBN 2-906859-17-6.

- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; GRUNEWALD, K.; KAISER, M.; BÜRGER, S. (2009): STOFFBILANZ Modellerläuterung. Homepage Modell STOFFBILANZ. URL: <http://www.stoffbilanz.de>
- GLOWA (2008): Projekthomepage. URL: <http://www.glowa.org/de/danube/danube.php> (18.09.2009)
- GÖLZ-HUWE, H.; SIMON, W.; HUWE, B.; VAN DER PLOEG, R.R. (1989): Zum jahreszeitlichen Nitratgehalt und zur Nitratauswaschung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Baden-Württemberg. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 273-280.
- GRAVELINE, N.; RINAUDO, J.-D.; SEGGER, V.; LAMBRECHT, H.; CASPER, M.; GRIMM-STRELE, J.; VAN DIJK, P.; KOLLER, R.; GUDERA, T.; ELSASS, P. (2007): Integrating economic with groundwater modelling for developing long term nitrate concentration scenarios in a large aquifer. In: Chery, L.; de Marsilly, G. (Hrsg.): *Aquifer Systems Management: Darcy's legacy in a world of impending water shortage*, AA. Balkema Publisher, Leiden (NL).
- GRANLI, T.; B. CKMANN, O. (1994): Nitrous oxide from agriculture, *Norwegian Journal of Agricultural Science* 12 (supplement): 1-123.
- GRIMM-STRELE, J.; CASPER, M.; VAN DIJK, P.; FINCK, M.; GRAVELINE, N.; GUDERA, T.; KORTE, S.; LAMBRECHT, H. (2007): Nitrat im Grundwasser des Oberrheingrabens bei Änderung der Landnutzung und Bewirtschaftung. In: Miegel, K.; Trübger, E.R.; Kleeberg, H.B. (Hrsg.): *Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern (Beiträge zum Tag der Hydrologie Rostock 22./23.03.2007)* Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 20.07 (1), 51-62.
- GRIMM-STRELE, J.; CASPER, M.; VAN DIJK, P.; FINCK, M.; GUDERA, T.; KORTE, S. (2008a): Der Modellverbund MoNit zur Simulation der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben. *Wasserwirtschaft* 98 (1-2), 55-59.
- GRIMM-STRELE, J.; GRAVELINE, N.; LAMBRECHT, H.; CASPER, M.; VAN DIJK, P.; FINCK, M. (2008b): Prognose der Nitratbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben mit dem Modellverbund MoNit. *Wasserwirtschaft* 98 (1-2), 60-64.
- GRUNEWALD, K.; GEBEL, M.; HALBFAß, S.; KAISER, M.; BÜRGER, S.; FRIESE, H.; DEHNERT, J. (2008): Nährstoffmodellierung zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen. *Wasser & Abfall* 3, 15-19.
- GUTSER, R.; LINZMEIER, W.; KILIAN, A. (2000): N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Abhängigkeit der N-Düngung und des N-Potentials der Böden. *VDLUFA-Schriftenreihe* 55 (2), 190-199.
- Gutser, R. (2006): Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung der Düngungsstrategien. *Acta agric. Slovenica* 87 (1), S. 129 - 141.
- GUTSER, R.; EBERTSEDER, TH.; HOLZ, F. (2008): Reicht das Fachrecht für die Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie aus? In: Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): *Landnutzung und Wasserqualität. Herausforderungen bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) Braunschweig 24./ 25.10.2008)*. Schriftenreihe Agrarspectrum 41, 39-60.

- GUTSER, R. (2009): Landwirtschaft im Anpassungsprozess an verschärfte Umweltziele. In: Zukünftige Herausforderungen an Pflanzenernährung und Bodenkunde – Klimawandel, Ressourceneinsatz, Nahrungsmittelbereitstellung. Geisenheimer Berichte 66, 115-147.
- HACK, J. (1999): N₂O-Emissionen und denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste landwirtschaftlich genutzter Böden im unter Berücksichtigung von Boden- und Witterungsfaktoren sowie der nitratreduzierenden und nitrifizierenden Mikroflora. Hohenheimer Bodenkdl. Hefte 50. Diss. Univ. Hohenheim.
- HANSEN, S.; JENSEN, H.E.; NIELSEN, N.E.; SVENDSEN, H. (1990). DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report No. A 10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, 272 S.
- HANSEN S.; THIRUP, C.; REFSGAARD, J.C.; JENSEN, L.S. (2000): Modelling nitrate leaching at different scales – application of the Daisy model. In: Shaffer, M.; Ma, L.; Hansen, S. (Hrsg.): *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. CRC Press LLC.
- HANSEN J.R.; REFSGAARD, J.C.; ERNSTSEN, V.; HANSEN, S.; STYCZEN M. (2009): An integrated and physically based nitrogen cycle catchment model. *Hydrology Research* 40.4, 347-363.
- HARBAUGH, A.W.; BANTA, E.R.; HILL, M.C.; McDONALD, M.G. (2000): MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model – User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92.
- HAZELRIGG, G.A. (2000): Introduction. In: Carl W. Hall (Hrsg): *Laws and models. Science, engineering and technology*. Boca Raton, Fla.: CRC Press.
- HENSELER, M.; WIRSIG, A.; KRIMLY, T.; DABBERT, S. (2008): The influence of climate change, technological progress and political change on agricultural land use: Calculated scenarios for the Upper Danube Catchment area. *Agrarwirtschaft* 57 (3/4), 207-219.
- HERMSMEYER, D.; VAN DER PLOEG, R.R. (1996): Schätzung der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. I Grundlagen, II Ergebnisse und Bewertung. *Z. Pflanzenernährung und Bodenk.* 159, 437-443 und 445-452.
- HEROLD, L.; KERSCHBERGER, M.; HÖPFER E. (1996): Beziehungen zwischen N-Bilanz und Nmin-Gehalt des Bodens im Herbst. VDLUFA-Schriftenreihe 14, 587-590.
- HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Hohenheimer Bodenkdl. Hefte 38.
- HORLACHER, D.; MARSCHNER, H. (1990): Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 107-115.
- HUBER, J.; AMBERGER, A. (1989): NH₃-Verluste unter verschiedenen Anbaubedingungen. VDLUFA-Schriftenreihe 30, 109-115.
- HUG, R.; HEPP, R.; VON WILPERT, K. (2004): 18 Jahre Depositionsmessnetz der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. *Berichte Freiburger forstliche Forschung* 59.
- HUND-GÖSCHEL, S.; SCHÄFER, W.; BÖTTCHER, K.; RIES, J.; BENDER, K. (2007): Simulation des Nitrattransports im Grundwassereinzugsgebiet Mannheim-Rheinau. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 12, 37-47.

- IPF (1988): Guid of AGROSIM-WW and its component models. 1. Auflage 1986, 2. Auflage 1988. IPF Kleinmachnow, Bereich Eberswalde.
- ISERMANN, K. (1993): Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase – ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 69, 231-238.
- ISERMANN, K.; ISERMANN, R. (1995): Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 76, 547-550.
- ISERMANN, K.; ISERMANN, R. (1998): Food production and consumption in Germany: N flows and N emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosyst.* 52, 289-301.
- KAISER, E.A.; RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – an evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 249-260.
- KAISER, M. (2002): Überprüfung des Modells STOFFBILANZ für eine Anwendung im Mittelgebirgsraum am Beispiel des Einzugsgebietes Rauschenbach im Osterzgebirge. Diplomarbeit, TU Dresden, Inst. f. Geographie, Dresden.
- KERSEBAUM, K. C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling* 81, 145-156.
- KERSEBAUM, K.C.; LORENZ, K. (2002): Einfluß unterschiedlicher Bodeninformationen auf die Ergebnisse von Ertragssimulation und modellbasierter Düngerbedarfsberechnung. In: Karl Wild, K.; Müller, R.A.E.; Birkner, U. (Hrsg.): *Referate der 23. GIL-Jahrestagung Dresden 2002*. Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft (GIL) 15, 226-229.
- KERSEBAUM, K.-C.; HECKER, J.-M.; MIRSCHEL, W.; WEGEHENKEL, M. (2007): Modelling water and nutrient dynamics in soil crop systems. Springer, Dordrecht.- ISBN-978-1-4020-4478-6.
- KETELSEN, H.; MÜLLER, U.; SEITZ, D.; HORSTKÖTTER, M.; HARTUNG, T. (2003): Zur Aussagekraft des Nmin-Herbstwertes als Instrument der Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. *Wasser und Boden* 55 (7), 46-52.
- KINDLER, R. (1992): Ertragsschätzung in den neuen Bundesländern. Verlag Pflug und Feder, St. Augustin. 1. Aufl.
- KÖHNE, CH.; WENDLAND, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, Interner Bericht, KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich.
- KUNKEL, R.; BOGENA, H.; GÖMANN, H.; KREINS, P.; WENDLAND, F. (2005): Coupling of hydrological and agro-economical models to assess the impacts of nitrogen reduction measures on the nitrogen load in rivers. STE Preprint 09/2005, Forschungszentrum Jülich
- KREINS, P.; GÖMANN, H.; HERRMANN, S.; KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (2007) Integrated agricultural and hydrological modeling within an intensive livestock region. *Advances in the economics of environmental resources* 7, 113-142.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. (1997): Die häufigsten Ursachen und Quantifizierung von Priming-Effekten. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 85, II, 541-544.
- LAP - Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg (1998): Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland. LAP (Hrsg.), Forchheim.

- LAP- Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg (2004): Stickstoffdüngereberatungssystem des Landes Baden-Württemberg – Düngeberechnung für Acker- und Sonderkulturen. LAP (Hrsg.), Forchheim.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2005): Sickerwasser - Richtlinie für Beobachtung und Auswertung. LAWA (Hrsg.), Kulturbuch, Berlin, 73 S. - ISBN: 3-88961-252-0.
- LEDoux, E.; GOMEZ, E. ; MONGET, J.M. ; VIAVATTENE, C. ; VIENNOT, P. ; DUCHARNE, A. ; BENOIT, M. ; MIGNOLET, C. ; SCHOTT, C. ; MARY, B. (2007): Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment* 375, 33 – 47.
- LEL- Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der Ländlichen Räume (2005): NAEBI-2005 Version 2.0.L. EXCEL-Anwendung zur Berechnung der Nährstoffbilanz gemäß DüngV. LEL (Hrsg.), Schwäbisch-Gmünd.
- LEL- Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der Ländlichen Räume (2008): *Landwirtschaftliche Betriebsverhältnisse und Buchführungsergebnisse* 56. LEL (Hrsg.), Schwäbisch Gmünd.
- LOCHMANN, R.; VAN DER PLOEG, R.R.; HUWE, B. (1989): Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisation in einem Ackerboden unter Freilandbedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk* 152, 319-324.
- LORENZ, G. (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. Hohenheimer Bodenkdl. Hefte 1.
- LTZ - Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (2008a): Modellierung der Nitratausträge in den Pilotgebieten zur WRRL Bruchsal (gGWK 16.4) und Zabergäu (gGWK 8.5). Pilotprojektbericht. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (Hrsg.), Karlsruhe.
- LTZ - Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (2008b): SchALVO-Nitratbericht 2007. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (Hrsg.), Stuttgart.
- LTZ - Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (2008c): SchALVO-Vergleichsflächenbericht – Berichtszeitraum 2006/2007. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (Hrsg.), Stuttgart.
- LTZ - Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (2009): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Abschätzung der Stickstoffeinträge in die gefährdeten Grundwasserkörper von Baden-Württemberg durch Modellierung. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (Hrsg.), Stuttgart.
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2005a): Methodenband Bestandsaufnahme zur WRRL. LUBW (Hrsg.), Karlsruhe.
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2005b): Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben (MoNit). Entwicklung von Prognosewerkzeugen (Zwischenpräsentation) / Développement des outils de prévision (présentation intermédiaire). LUBW (Hrsg.), Karlsruhe.

- LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2006): Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben (MoNit). Abschlußberichte. a) Prognosen zur Entwicklung der Nitratbelastung / Perspectives d'évolution de la pollution par les nitrates. b) Hydrogeologischer Bau und hydraulische Eigenschaften / Structure hydrogéologique et caractéristiques hydrauliques. c) Grundwasserströmung und Nitrattransport / Modélisation hydrodynamique et transport des nitrates. d) Fluss-Grundwasser-Interaktion / Interactions nappe-rivière. LUBW (Hrsg.), Karlsruhe.
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2006e): Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 2005. LUBW (Hrsg.), Karlsruhe.
- LWVO – Lehr und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau (2009): Bedarfsgerechte Stickstoffversorgung durch gezielte Bodenpflege und Düngung. Infodienst der Landwirtschaft. URL: http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1163785_11/index1215611324948.html (07.01.2009).
- MARTIN, K.; SAUERBORN, J. (2006): Agrarökologie. Ulmer. Stuttgart
- MARY, B.; GUERIF, J. (1994): Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote du sol. *Cahiers Agricultures* 4, 247-257.
- MATTHÄUS, E.; MIRSCHEL, W.; KRETSCHMER, H.; KÜNKEL, K.; KLANK, I. (1986). The winter wheat crop model TRITSIM of the agroecosystem AGROSIM-W. *Tagungsbericht Akademie der Landwirtschaftswiss. DDR* 242, 43-74.
- MAYER, E. (1990) : Regionale und saisonale Unterschiede in der Stickstoffmineralisation Baden-Württembergischer Böden. Diss. Uni Hohenheim.
- MCNEILL, A., UNKOVICH, M. (2007): The Nitrogen Cycle in Terrestrial Ecosystems. In: Marschner, P., Rengel, Z. (Hrsg.): *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems*. Springer, Berlin.
- MEYNARD, J. M.; JUSTES, E.; MACHET, J. M.; RECOUS, S. (1997): Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ, In: Lemaire, G.; Nicolardot, B. (Hrsg.): Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes: *Les colloques de l'INRA* 83, 183-199.
- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. (1988): A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations Book 6, Chapter A1, 586 S.
- MIGNOLET, C.; SCHOTT, C.; BENOÎT, M. (2007): Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment*. 375;13-32.
- MLR - Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (2005): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung 13 - Düngung von Wiesen und Weiden.
- MLR - Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (2008): Merkblatt zum Marktentlastungs- und Kulturausgleichsprogramm MEKA III.
- MLR - Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (2006): Düngung von Ertragsreben. URL: http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1194791_11/index1215611686464.html
- MIRSCHEL, W.; SCHULTZ, A.; WENKEL, K.-O. (1996): Agroökosystemmodelle als Bestandteile von Landschaftsmodellen. *Arch. f. Nat.-Lands.* 35. 116-131.

- MIRSCHER, W.; BROZI, S.; KÜHN, G.; PRIETZSCH, C.; SCHROERS, R.-D.; WEGEHENKEL, M.; ZBELL, B. (2000): Kopplung von Fernerkundungsdaten und dynamischen Wachstumsmodellen zur regionalen Ertragsabschätzung – Möglichkeiten und Grenzen – In: *Referate der 21. GIL-Jahrestagung Freising-Weihenstephan*. Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft (GIL) 13, 133 – 136.
- MIRSCHER, W.; KERSEBAUM, K.C.; WEGEHENKEL, M.; WIELAND, R.; WENKEL, K.-O. (2002): SOCRATES – ein objektorientiertes Modellsystem zur regionalen Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf Boden- und Pflanzengrößen. In: *Referate der 23. GIL-Jahrestagung Dresden*. Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft (GIL) 15, 234 – 237.
- MIRSCHER, W.; SCHULTZ, A.; WENKEL, K.-O.; WIELAND, R.; POLUEKTOV, R.A. (2004): Crop growth modelling on different spatial scales – a wide spectrum of approaches. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50, 329-343.
- MÜLLER, R. (2000): Scientific Models: Their Historical and Philosophical Relevance. Eröffnungsvortrag der 13th International Conference on History and Philosophy of Science Zürich 19.-22.10.2000. IUHPS/DHS-DLMPS Joint Commission.
- MOGGE, B.; DILLY, O.; KAISER, E.A.; MUNCH, J.C. (1995): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die N-Emissionen und die mikrobielle Biomasse zweier Ackerböden Norddeutschlands. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76, 555-558.
- NAGEL, H.D.; GREGOR, H.D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & levels: Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik. Springer, Berlin.
- NEU, A.; OLFS, H.W. (1996): N-Umsatz im Boden während der Nachernte-Phase: Einfluß wiederholter Trocknung und Re-Befeuchtung auf Biomasse-N und N_{min} im Inkubationsversuch. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 81, 323-326.
- NIEDER, R.; NEUGEBAUER, E.; WILLENBOCKEL, A.; RICHTER, R. (1995a): Die Rolle der mikrobiellen Biomasse und des mineralisch fixierten Ammoniums bei den Stickstoff-Transformationen in niedersächsischen Löß-Ackerböden unter Winterweizen. I. Poolgrößenveränderungen. *Z. Pflanzenernährg. Bodenk.* 158, 469-475.
- NIEDER, R.; WILLENBOCKEL, A.; NEUGEBAUER, E.; WIDMER, P.; RICHTER, R. (1995b): Die Rolle der mikrobiellen Biomasse und des mineralisch fixierten Ammoniums bei den Stickstoff-Transformation in niedersächsischen Löß-Ackerböden unter Winterweizen. II. Umsetzung von ¹⁵N-markiertem Stickstoff. *Z. Pflanzenernährg. Bodenk.* 158, 477-484.
- NIEDER, R. (2000): Nährstoffanreicherung in Ackerkrumen vor dem Hintergrund des Boden-, Klima- und Gewässerschutzes. *Z. Kulturtech. und Landentwicklung.* 41, 49 -56.
- NIEDER, R.; BRINKMANN, S.; KÖSTER, W.; WACHTER, H.; ISERMANN, K. (2004): Stickstoff-Mobilisierung in Humusaufgaben norddeutscher Kiefernforste. *Wasserwirtschaft* 94 (11), 29- 33.
- NIEDER, R.; KÖSTER, W.; DAUCK, H.P.; BRINKMANN, S. (2003): Nährstoffüberschüsse in Deutschland von 1950-2000: Quellen, Senken und Wirkungen auf die Umwelt. I. N-Überhang in der Landwirtschaft. *Landnutzung und Landentwicklung* 44, 172-178.

- OECD (2001): OECD National Soil Surface Nutrient Balances - Explanatory notes. OECD Secretary, Paris, 20 S. URL: <http://www.oecd.org/dataoecd/0/11/1916652.pdf> (27.09.2009).
- OENEMA, O.; KROS, H.; DE VRIES, W. (2003): Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20 (1-2), 3-16.
- OSPAR (2007): HARP-NUT Guideline 6: Quantification and Reporting of Nitrogen and Phosphorus Losses from Diffuse Anthropogenic Sources and Natural Background Losses. Ostende. Aug. 2007. Reference Number 2007-8.
- OSTERBURG, B.; RÜHLING, I.; RUNGE, T.; SCHMIDT, T.; SEIDEL, K. (2007): Methoden zur Differenzierung und Bewertung von technisch-organisatorischen Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft - Beschreibung der Erfolgsparameter (Indikatoren) und deren Wirkungsbereiche. In: Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. FAL Agricultural Research. Sonderheft 307, 31-36.
- OSTERBURG, B. (2008): Bestandsaufnahme der N-Bilanzüberschüsse – Status quo, Entwicklungen und „hot spots“. In: Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): *Landnutzung und Wasserqualität. Herausforderungen bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) Braunschweig 24./ 25.10.2008)*. Schriftenreihe Agrarspectrum 41, 61-73.
- OSTERBURG, B.; SCHMIDT, T.; GAY, H. (2004): Auswertung betrieblicher Daten zur Ermittlung des Stickstoffmineraldünger-Einsatzes. Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig (Hrsg.). Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 06/2004, 42 S.
- PARCOM - Paris-Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung (1993): Dritte Sitzung der Adhoc-Arbeitsgruppe zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft - Anlage 1: PARCOM-Richtlinien für die Berechnung von Mineralbilanzen.
- REFSGAARD, J.C.; STORM, B. (1995): MIKE SHE In: V. P. Singh (Hrsg.): *Computer models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Colorado, USA: 809-846.
- REFSGAARD, J.C. 1996: Terminology, modelling, protocol and classification of hydrological model codes. In: Abott, M.B.; Refsgaard, J.C. (Hrsg.): *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer, Dordrecht, 17-39.
- REGION ALSACE (2000): *Inventaire de la Qualité des Eaux Souterraines dans la Vallée du rhin supérieur / Bestandsaufnahme der Grundwasserqualität im Oberrheingraben 1996/1997*, Region Alsace (Hrsg.), Strasbourg.
- REGION ALSACE (2005): *Inventaire 2003 de la Qualité des Eaux Souterraines dans la Vallée du rhin supérieur / Bestandsaufnahme 2003 der Grundwasserqualität im Oberrheingraben*, Region Alsace (Hrsg.), Strasbourg.
- REICHE, E.-W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. *Kieler Geographische Schriften* 79, 150 S.
- REICHE; E.-W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. - *Ecological Modelling* 75/76, 371-384.

- REICHE; E.-W. (1996): Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. ECOSYS 1996. URL: <http://www.dilamo.de/wasmod/wasmod.html>
- REICHE; E.-W.; MEYER, M.; DIBBERN, I. (1999): Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes "DILAMO". In: Blaschke, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg.
- REINFELDER, H. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Prognose des Stickstoff-Düngebedarfs verschiedener Böden Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 5.
- REM - Register of Ecological Models (2006): Meta-database for existing mathematical models in ecology. URL: <http://eco.wiz.uni-kassel.de/ecobas.html>
- RIEDEL, M.; SCHIES, W. (2005a): Nur gezielt begrünen. *Der Badische Winzer* 07/2005, 25-28.
- RIEDEL, M. (2006): Begrünungsmanagement im badischen Weinbau. Vortrag anlässlich einer internationalen Arbeitskreistagung in Weinsberg. Infodienst der Landwirtschaftsverwaltung URL: http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/show/1190538_I1/WBI_Begrueunungs-management%20im%20badischen%20Weinbau.pdf
- ROBRECHT, D.; LEHMANN, R.; SCHÖN, K.; KAUL, U. (2007): Vergleich von Modellen und Verfahren zur Abschätzung von Nährstoffeinträgen in Gewässer. *Wasserwirtschaft* 97 (11), 22-26.
- ROHMANN, U. (1996): Nitratrestgehalte von Böden unter verschiedenen Nutzungsbedingungen und standortabhängige Nitratauswaschung. – Veröffentlichung aus dem Technologiezentrum Wasser 1, 51-69.
- RÖDELSPERGER, M.; GEIGES, M.; KIEFER, J. (2004): Entwicklung eines Bewertungsschemas für die Denitrifikation in der ungesättigten Zone im Rahmen des Projektes „Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben (MoNit)“ – Literaturstudie und Überlegungen zur Quantifizierung der Denitrifikation in der ungesättigten Zone. 1. Zwischenbericht. Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe.
- ROJANSCHI, V. (2006): Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes. Mitteilung. des Instituts für Wasserbau 146. Diss. Univ. Stuttgart.
- RÜCK, F. (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 15.
- RÜCK, F.; STAHR, K. (1996): Herbst-Nmin-Werte als Maß der Nitratauswaschungsgefährdung in Abhängigkeit von Böden und Nutzung. *Agribiol. Res.* 49, 2-3.
- RUPP, D. (1987): Auswirkungen von Rigolverfahren auf Rebböden und auf die Auswaschung von Nitrat und Nematizidwirkstoffen. Diss. Univ. Hohenheim, 149 S.
- SAUERBECK, D.; JOHNNEN, B. (1976): Der Umsatz von Pflanzenwurzeln im Laufe der Vegetationsperiode und dessen Beitrag zu „Bodenatmung“, *Z. Pflanzenernährung und Bodenk.* 139, 315-328.

- SCHEER, C.; KUNST, S.; PANCKOW, N. (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. *Wasserwirtschaft* 94 (5), 42-45.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum, Heidelberg.
- SCHMIDT, U. (1998): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltfaktoren auf Lachgas (N₂O)-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Lößböden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 45.
- SCHNEIDER, U. (1991): Messungen von Denitrifikations- und Nitratauswaschungsverlusten in einem landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet. Diss. Univ. Bonn.
- SÖNDGERATH, D. (1993): Modellierung der gasförmigen Stickstoffverluste. In: Forschungsbericht 1991-1993 zum SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", Bd. 1, TU Braunschweig.
- SCHOUMANS, O.F.; SILGRAM, M. (2003): Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale. EUROHARP report 1-2003. NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, Norway, 120 S., URL: <http://euroharp.org/diss/store/rep/eh-report1-WEB.pdf> (27.09.2009).
- SCHWEIGERT, P. (2002): Abschätzung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten durch Analyse von Nmin-Daten. *Wasser und Boden* 54 (4), 33-36.
- SCHWEIGERT, P.; ZIMMERMANN, P. (2003): der Nmin-Gehalt von Ackerböden als Agrar-Umweltindikator für Gewässerbelastungen durch Nitrat. *Berichte über Landwirtschaft* 81 (2), 192- 207.
- SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. (1990): EPIC – Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. – USDA Tech. Bull.: 1768, 235 S.
- SILGRAM, M.; ANTHONY, S.G.; FAWCETT, L.; STROMQVIST, J. (2008): Evaluating catchment-scale models for diffuse pollution policy support: some results from the EUROHARP project. *Environmental Science and Policy*. 11(2): 153-162.
- SML - Staatsministerium f. Landwirtschaft, Ernährung und Forsten d. Freistaates Sachsen (1997): Ordnungsgemäßer Einsatz von Düngern entsprechend der Düngeverordnung, Dresden.
- SPRINGOB, G.; MOHNKE, M. (1995): Winterliche N-Mineralisation in sandigen Böden des „Fuhrberger Feldes“ (Hannover). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 243-249.
- STAHR, K.; RÜCK, F.; LORENZ, G. (1992): Vorhersage der Stickstoffmineralisation in Böden Baden-Württembergs. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 30, 103 – 130.
- STAHR, K.; GAISER, T.; PRINTZ, A.; SCHNEIDER, M.; LANGE, F.M. (2006): Ein Forschungsprojekt zur integrierten Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten - RIVERTWIN. In: *Wasser- und Bodentage (Tagung des DWA-Hauptausschusses "Gewässer und Boden", 25./26.10.2006, Feuchtwangen)*. URL: <http://www.rivertwin.org> (27.09.2009)
- STAHR, K.; KANDELER, E.; HERRMANN, L.; STRECK, T. (2008): Bodenkunde und Standortlehre. Ulmer, Stuttgart.
- STABU - STATISTISCHES BUNDESAMT WIESBADEN (2003 bis 2008): Fachserie 4, Produzierendes Gewerbe, Reihe 8.2 Düngemittelversorgung.
- STALA - Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2000): Gemüseanbauerhebung.

- STALA - Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2009a): Regionaldaten: Allgemeine Bodennutzungshaupterhebungen 1975, 1991 und 1999.
- STALA - Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2009b): Regionaldaten: Flächennutzungserhebung - Fläche nach Art der tatsächlichen Nutzung.
- STURM, S.; KIEFER, J. (2003): Bestimmung der Nitratauswaschung aus Böden durch Kombination von Nmin-Ganglinien mit Modellrechnungen. *Energie Wasser Praxis* 9, 46-48.
- STURM, S.; KIEFER, J.; RÖDELSPERGER, M. (2004): Validierung und Weiterentwicklung eines standortunabhängigen Bodenkontrollverfahrens zur Ermittlung der Nitratauswaschung mit einfachen Nitratauswaschungs-Modellrechnungen. Abschlussbericht zum DVGW-Forschungsvorhaben W 13/00. Veröffentlichung aus dem Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe 26.
- TAUREAU, J. C.; GITTON, C.; LAURENT, F.; MACHET, J. M.; PLAS, D. (1996): Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles, COMIFER, Paris.
- TERRES, J.M.; CAMPLING, P.; VANDEWALL, S.; VANORSHOVEN, J. (2002): Calculation of agricultural nitrogen quantity for EU river basins. European Commission, Joint Research Centre – ISPRA, Report EUR No. 20256 EN.
URL:<http://euroharp.org/rl/eubasins/NsurplusFinalJRC.pdf>
- THIEL, E.; LIEß, E.; KUKA, K.; FRANKO, U. (2009): Modellierung und Bewertung des Einflusses von Agrarmaßnahmen auf den N-Austrag und den C-Haushalt mit dem Modellsystem CANDY - Posterpräsentation. In: *Workshop Stoffbilanzierung – Stoffhaushalt von Einzugsgebieten im Fokus aktueller und zukünftiger Bewirtschaftungsplanung (Dresden 26./ 27.02 2009)*.
- TIMMERMANN, F. (1994): Auswirkungen einer verminderten Stickstoff-Düngung im Rahmen von Extensivierungsmaßnahmen auf Ertrag und Nitratauswaschungspotential. VDLUFA-Schriftenreihe 38, 155-158.
- TURYABAHIKA, F. R. (1999): Regionalisierung der Stickstoffmineralisierung – dargestellt am Beispiel einer Lößlandschaft des Kraichgaus unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 53.
- UBA – Umweltbundesamt (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Coordination Center for Effects and the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe, UBA-Texte 71/96, Berlin
- UBA – Umweltbundesamt (2008): UBA-Workshop N-Emissionsminderungsstrategie 26./27.11.2008 – Arbeitsgruppe 1: N-Bilanz und N-Budget.
URL:http://www.umweltbundesamt.de/ws_stickstoffminderungsstrategie/rapport_ag_1_n-bilanz.pdf (27.09.2009).
- UBA – Umweltbundesamt (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie, 104 S..
URL: <http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/emissionen/hg-stickstoffemissionsminderungsstrategie.pdf> (27.09.2009).
- ÜBELHÖR, W.; BECHTOLD, K.; HARTWIG, H.; FINCK, M. (2009): Auswertungen aus 20 Jahren SchALVO-Herbstkontrollaktion in Baden-Württemberg. VDLUFA-Schriftenreihe 65.
- ULRICH, B. (1991): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 24, 204 – 210.

- UM – Umweltministerium Baden-Württemberg (2001): Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung Baden-Württemberg (SchALVO) vom 20.02.2001, GBl. 2001, 145ff.
- VENOHR, M.; BEHRENDT, M.; HIRT, U.; HOFMANN, J.; OPITZ, D.; SCHERER, U.; FUCHS, S.; WANDLER, R. (2008): Modellierung von Einträgen, Retention und Frachten in Flusssystemen mit MONERIS; Teil II: Datengrundlagen und Methodik. In: Fuchs, S.; Fach, S.; Hahn, H. (Hrsg.): *Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung (Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008)*. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft (SWW) 128, 35- 64.
- VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2004): Standpunkt Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA Standpunkte.
URL: <http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/08-humusbilanzierung.pdf> (27.09.2009).
- VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2007): Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. VD LUFA Standpunkte.
URL: <http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/10-Naehrstoffbilanzierung.pdf> (27.09.2009).
- VILSMEIER, K.; GUTSER, R. (1988): Modellversuche zur N-Mineralisation aus Zuckerrübenblättern. *Landwirtsch. Forsch.* 41, 210-216.
- WEGEHENKEL, M. (2000): Test of a modelling system for simulation water balances and plant growth using various different complex approaches. *Ecological Modelling* 129, 39-64.
- WENDLAND, F.; KUNKEL, R.; GRIMVALL, A.; KRONVANG, B.; MÜLLER-WOHLFEIL, D.I. (2002): The SOIL-N/WEKU model system - a GIS-supported tool for the assessment and management of diffuse nitrogen leaching at the scale of river basins. *Water Science and Technology* 45 (9), 285-292
- WESTERMAN, R.L.; KURTZ, L.T. (1973): Priming effect of ¹⁵N-labelled fertilizers on soil nitrogen in field experiments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37, 725-727.
- WIGGERING, H.; EULENSTEIN, F.; MIRSCHEL, W.; WILLMS, M.; DALCHOW, C.; AUGUSTIN, J. (2008): The Environmental Effects of Global Changes on Northeast Central Europe in the Case of Non-Modified Agricultural Management. In: *Landscape Online* 4, 1-17. URL: <http://www.landscapeonline.de>.
- YILMAZ, G. (1998): Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 46.
- ZENG, Z.; WANG, P.P. (1999): MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems. Documentation and User's Guide. University of Alabama, US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Contract Report SERDP-99-1.
- ZWEIG, M.; BUFE, J.; HENNING, A. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. In: *Wasserwirtschaft* 96, (6), 20-25.

10.2 Sonstige Quellen

- BILLEN, N.; ARMAN, B.; HÄRING, G. (2002): Ein Nährstoff macht sich vom Acker. Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe – AG Ressourcenschonende Ackernutzung (Hrsg). BMBFT . FKZ 07339720.
URL: https://www.uni-hohenheim.de/kulaholo/public_data/nkey0305www.pdf. (18.09.2009).
- BILLEN, N.; ARMAN, B.; HÄRING, G. (2003): Ein Nährstoff macht sich vom Acker - Methodische Dokumentation. Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe, Universität Hohenheim (unveröffentlicht).
- DOBSLAFF, N. (2004): Statistische Auswertung zur Bewirtschaftung der SchALVO-Vergleichsflächen im Zeitraum 1988 - 2000. Interner Bericht im Rahmen des Projektes MoNit. LTZ Augustenberg (Hrsg.), Karlsruhe.
- FINCK, M. (2008): Ergebnisse der Modellierung des N-Austrags für die 23 gefährdeten Grundwasserkörper (gGWK) in Baden Württemberg. Vorträge im Rahmen der regionalen Arbeitskreise zur Umsetzung der WRRL. Tauberbischofsheim, 07.12.2007, Ludwigsburg, 10.12.2007, Karlsruhe, 17.01.08, Stuttgart, 29.01.2008.
- GEBEL, M.; KAISER, M.; GRUNEWALD, K. (2005a): Erstellung eines Bilanzmodells für den Nitrateintrag in das Grundwasser des Projektgebiets MoNit. Projektinterner Bericht.
- HUGGER, H (2006). Vortrag an der Jahrestagung 2006 des Deutschen Maiskomitees (DMK) in Emmendingen.
- HUGGER, H. - Regierungspräsidium Freiburg, Abt. 3 Landwirtschaft. Persönl. Mündl. Mitteilung.
- KORTE, S. (2005): STOFFBILANZ - Plausibilisierung Hauptnutzungsform. Projektinterner Vermerk.
- MLR - Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, MLR (2004): Kulturspezifische N-Salden auf der Basis einer einfachen Bilanz für die Weitergehende Beschreibung (WRRL) im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie. Verwaltungsinterner Vermerk.
- RIEDEL, M. - Staatliches Weinbauinstitut Freiburg (WBI). Mündliche Mitteilung.
- RIEDEL, M. (2005b): Abschätzung der Bewirtschaftungsdaten für Weinbau für die deutsche Seite des Projektgebiets MoNit Staatliches Weinbauinstitut Freiburg (WBI). Verwaltungsinterner Vermerk.
- Van Dijk, P. - Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA). Mündl. Mitteilung.
- WALDMANN, F. - Regierungspräsidium Freiburg, Abt. 9 Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau. Mündl. Mitteilung.

11 Anhang

11.1 Tabellen

- T1 Übersicht zu den Modelleingangsdaten von STOFFBILANZ
- T2 Kulturspezifische Bilanzglieder, N-Salden und N-Vorrat für das iPG
- T3 Abschätzung der Folgefrucht am Beispiel der Gemeinde Auggen
- T4 Nutzungsspezifische N-Frachten [t] für das äußere und innere Projektgebiet
- T5 Nutzungsspezifische N-Frachtanteile [%] für das äußere und innere Projektgebiet.
- T6 Nutzungsspezifischer Flächenanteil [%] an der Gesamtfläche des inneren bzw. äußeren Projektgebietes.
- T7 Nutzungsspezifische Flächenanteile [%] an der länderspezifischen Gesamtfläche des inneren bzw. äußeren Projektgebietes.
- T8 Unschärfe bei der Abschätzung der N-Mineralisierung aus dem Boden (NNBo) nach STOFFBILANZ
- T9 N-Bilanzierung und N-Vorrat – Beispielgemeinde Auggen **mit** Zwischenfrüchten
- T10 N-Bilanzierung und N-Vorrat – Beispielgemeinde Weisweil **mit** Zwischenfrüchten
- T11 N-Bilanzierung und N-Vorrat – Beispielgemeinde Auggen **ohne** Zwischenfrüchte
- T12 N-Bilanzierung und N-Vorrat – Beispielgemeinde Weisweil **ohne** Zwischenfrüchte

11.2 CD Berechnungsschema „N-MASSENBILANZ“

Das excelbasierte Berechnungsprogramm „N-MASSENBILANZ“ zur Quantifizierung regionaler N-Umsetzungsprozesse ist am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim auf einer CD erhältlich.

11.3 Karten

- K1 Projektgebiet MoNit.
- K2 Landnutzung für das Modellierungsjahr 2000 original (Landsat 2000) und aggregiert für die neun Hauptnutzungsformen im Modell STOFFBILANZ.
- K3 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 2000 im Modell STOFFBILANZ.
- K4 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 1990 im Modell STOFFBILANZ.
- K5 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 1980 im Modell STOFFBILANZ.
- K6 Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ.
- K7 Bodentypen im Modell STOFFBILANZ.
- K8 Denitrifikation in der Bodenzone für den Modellierungszeitpunkt 2000 im Modell STOFFBILANZ.

- K9 Mittlere Sickerwassermenge 1985 – 2002 im Modell STOFFBILANZ.
- K10 Atmosphärische N-Deposition für das Modellierungsjahr 2000 original (EMEP) und nutzungsbezogen disaggregiert für das Modell STOFFBILANZ.
- K11 Viehbesatz für das Modellierungsjahr 2000 und Verteilung auf die landwirtschaftliche Fläche im Modell STOFFBILANZ.
- K12 N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkt 2000 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ.
- K13 N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkt 1990 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ.
- K14 N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkt 1980 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ .
- K15 Berechnete und gemessene Nitratkonzentration im Grundwasser für das Jahr 2003.

11.4 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungen

Abb. 1: Modellsystem MoNit	8
Abb. 2: Die wichtigsten Stickstoffumsetzungsprozesse in Agrarökosystemen	13
Abb. 3: Übliche Bezugsebenen und Bilanzierungsformen für Nährstoffe	26
Abb. 4: Klassifizierung von N-Modellen	35
Abb. 5: Datenverarbeitungsprinzip bei der Modellierung mit STOFFBILANZ	53
Abb. 6: Hauptnutzungsformen am Beispiel einer Gemeinde	55
Abb. 7: Schema zur Ableitung der N-Nettoaufnahme für Laub- und Nadelwald.	60
Abb. 8: Im Projekt MoNit eingesetzte Module des Modells STOFFBILANZ.....	62
Abb. 9: Berechnungsablauf für die Hauptnutzungsformen Ackerbau und Wald	64
Abb. 10: Korrektur der Landnutzungsdaten 1990.	67
Abb. 11: Prozentuale Anteile der Hauptnutzungsformen im inneren Projektgebiet.....	69
Abb. 12: Prozentuale Anteile der Hauptnutzungsformen im äußeren Projektgebiet	69
Abb. 13: Prozentuale Anteile der Bodentypen im inneren und äußeren Projektgebiet	74
Abb. 14: Prozentuale Anteile der Bodenartengruppen im inneren und äußeren Projektgebiet	75
Abb. 15: Mittlere atmosphärische N-Deposition 2000, 1990 und 1980 für die Bilanzteilgebiete	83
Abb. 16: Schema zur Abschätzung der N-Mineralisierung in der Zwischenanbauphase...	98
Abb. 17: Kulturspezifische N-Salden im inneren Projektgebiet.....	116
Abb. 18: Variabilität des N-Saldos für die ackerbaulich genutzte Fläche	118
Abb. 19: Bilanzglieder für den Ackerbau im inneren Projektgebiet	120
Abb. 20: Bilanzglieder für den Ackerbau im äußeren Projektgebiet.....	121

Abb. 21: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im inneren Projektgebiet (iPG)	124
Abb. 22: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im äußeren Projektgebiet (äPG).....	124
Abb. 23: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im iPG	125
Abb. 24: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im äPG ...	125
Abb. 25: Mittlere N-Salden für die Hauptnutzungsformen auf schweizerischer Seite	126
Abb. 26: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im inneren Projektgebiet	127
Abb. 27: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf französischer Seite im äußeren Projektgebiet.....	128
Abb. 28: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im inneren Projektgebiet.....	128
Abb. 29: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf deutscher Seite im äußeren Projektgebiet.....	129
Abb. 30: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptnutzungsformen auf schweizerischer Seite im inneren Projektgebiet und im äußeren Projektgebiet	129
Abb. 31: Nutzungsspezifische N-Frachten für die deutsche, französische und schweizerische Seite des inneren Projektgebietes.....	134
Abb. 32: Nutzungsspezifische N-Frachten für die deutsche, französische und schweizerische Seite des äußeren Projektgebietes	134
Abb. 33: Nutzungsspezifische N-Frachtanteile an der jeweiligen N-Fracht für die deutsche, französische und schweizerische Seite des inneren Projektgebietes.....	135
Abb. 34: Nutzungsspezifische N-Frachtanteile an der jeweiligen N-Fracht für die deutsche, französische und schweizerische Seite des äußeren Projektgebietes.....	135
Abb. 35: N-Salden der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Auggen bei den verschiedenen Bilanzierungsverfahren	140
Abb. 36: N-Salden der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Weisweil bei den verschiedenen Bilanzierungsverfahren	140
Abb. 37: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Auggen.....	141
Abb. 38: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Weisweil...	141
Abb. 39: N-Salden nach MASSENBILANZ mit und ohne Zwischenfruchtanbau der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert für Auggen.....	143
Abb. 40: N-Salden nach MASSENBILANZ mit und ohne Zwischenfruchtanbau der verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert für Weisweil	143
Abb. 41: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung nach MASSENBILANZ für die verschiedenen Kulturen sowie als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Auggen	144

Abb. 42: N-Mineralisierung, N-Immobilisierung und N-Anreicherung nach MASSENBILANZ für die verschiedenen Kulturen und als flächengewichteter Mittelwert für die Gemeinde Weisweil.....	144
Abb. 43: Herbst-Nmin Werte (0 – 90 cm) der Wasserschutzgebiete im Vergleichsgebiet 3 (Rheinebene); Mittelwerte 2001 bis 2004	147
Abb. 44: Gemeinden auf deutsch-schweizerischem Teilgebiet mit Abreicherung des N-Pools(N-Mobilisierung > N-Immobilisierung) aufsteigend sortiert	155
Abb. 45: Gemeinden auf deutsch-schweizerischem Teilgebiet mit Anreicherung des N-Pools (N-Immobilisierung > N-Mobilisierung) aufsteigend sortiert	156
Abb. 46: Vergleich der Trendentwicklung der mit dem Modell für das französische Teilgebiet berechneten Größen (N-Zufuhr, N-Abfuhr und N-Saldo) mit entsprechenden aus statistischen Daten (Handelsdüngerstatistik, Viehbesatz, Erträge) berechneten Werten.....	158
Abb. 47: Vergleich der Trendentwicklung der mit dem Modell für das iPG auf deutscher Seite berechneten Größen (Mineraldüngung, N-Abfuhr und N-Saldo) mit entsprechenden Werten aus Hoftorbilanzen von Buchführungsbetrieben für das landwirtschaftliche Vergleichsgebiet Rheinebene.....	160
Abb. 48: Handelsdüngerabsatz auf Bundesebene und für Baden-Württemberg in kg N/ha LF inkl. Brachfläche.....	161
Abb. 49: Mittlere jährliche N-Austräge durch Interpolation aus den Eckdaten für 1950, 1980, 1990 und 2000 und die daraus berechnete Nitratkonzentration im Vergleich zu den regionalisierten Messwerten der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme	170
Abb. 50: Mittlere Nitratkonzentrationen verschiedener Messprogramme auf deutscher und französischer Seite im Vergleich zur Modellrechnung	173
Abb. 51: Bilanzglieder und N-Saldo für K-Mais gemäß N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil	183
Abb. 52: Bilanzglieder und N-Saldo für W-Weizen gemäß N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil	183
Abb. 53: Jährlicher N-Umsatz und jährliche N-Austragsfracht nach N-MASSENBILANZ auf der Ackerfläche für die Gemeinde Auggen unter Berücksichtigung des Anbaus von Zwischenfrüchten	188
Abb. 54: Jährlicher N-Umsatz und jährliche N-Austragsfracht nach N-MASSENBILANZ auf der Ackerfläche für die Gemeinde Weisweil unter Berücksichtigung des Anbaus von Zwischenfrüchten	189

Tabellen

Tab. 1: Anforderungskriterien an die N-Modellierung seitens der Wissenschaft und seitens der Politik und Verwaltung.	50
Tab. 2: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Ackerbau.	54
Tab. 3: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Weinbau auf deutscher Seite.....	58
Tab. 4: Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Grünland.....	59
Tab. 5: N-Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Wald.....	60
Tab. 6: N-Bilanzierungsansatz für die Hauptnutzungsform Siedlung.....	61
Tab. 7: N-Bilanzierungsansatz Devastierung.....	61
Tab. 8: Zuordnung der Nutzungsklassen der Landsat-Aufnahmen 1975, 1991 und 2000 zu den Hauptnutzungsformen im Modell STOFFBILANZ	65
Tab. 9: Flächenanteile pro Hauptnutzungsform	66
Tab. 10: Flächenanteile Laub-, Misch- und Nadelwald bezogen auf die Waldfläche insgesamt.....	66
Tab. 11: Abweichung der Nutzungsanteile durch Aggregierung auf 500 m-Raster im inneren Projektgebiet bzw. 1.000 m-Raster im äußeren Projektgebiet in %	68
Tab. 12: Flächenumfang auf Basis der korrigierten Satellitendaten für die Hauptnutzungsformen auf französischer, deutscher und schweizerischer Seite im iPG u. äPG..	68
Tab. 13: Flächenumfang der Acker- und Grünlandfläche auf deutscher und französischer Seite gemäß Agrarstatistik sowie prozentuale Abweichung der Satellitendaten .	71
Tab. 14: Flächenumfang [ha] der Wein- und Obstbaufläche auf deutscher Seite gemäß Satellitendaten (iPG und äPG) im Vergleich zu den Daten der Agrarstatistik	72
Tab. 15: Zeichenerklärung zu den Bodentypen in STOFFBILANZ nach AG BODEN.....	74
Tab. 16: Zuordnung der Bodenarten nach AG BODEN (1994) zu den Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ.	75
Tab. 17: Bodenartengruppen des iPG gemäß Landnutzung 2000 differenziert	75
Tab. 18: Denitrifikationskonstanten (D_{max} , K) in Abhängigkeit vom Bodentyp für die Nutzungsarten Acker, Weinbau, Obstbau, Siedlung und Devastierung.	78
Tab. 19: Mittlere nutzungsbezogene Denitrifikation (berechnet) in der Bodenzone für 2000, 1990 und 1980.	79
Tab. 20: Mittlere Sickerwassermenge (1985 – 2002) für die Bilanzteilgebiete sowie nutzungsbezogen differenziert gemäß Landnutzungsdaten für das Jahr 2000....	81
Tab. 21: Mittlere atmosphärische N-Deposition für die Jahre 2000, 1990 und 1980	83
Tab. 22: Zuordnung der Kulturarten der BNHE bzw. SCEES zu den Kulturartengruppen in STOFFBILANZ.....	86
Tab. 23: Kulturartenverteilung für das französische, deutsche und schweizerische Projektteilgebiet.....	87
Tab. 24: Gesamtdüngung im deutschen und schweizerischen Gebietsanteil in Abhängigkeit von der Kulturartengruppe und Bodenart	89
Tab. 25: Kulturartspezifische Gesamtdüngung für das französische Teilgebiet.....	89

Tab. 26: Ermittlung des im Berechnungsjahr anrechenbaren Wirtschaftsdüngers (DNorg) und des Anrechnungsfaktors für die Anpassung der mineralischen Düngung.	91
Tab. 27: Erträge im deutschen und schweizerischen Gebietsanteil in Abhängigkeit von der Bodenartengruppe	92
Tab. 28: Mittlere flächengewichtete Erträge für das iPG und äPG auf französischer Seite	92
Tab. 29: Entzugs- und Bedarfsfaktoren zur Berechnung der Positionen „N-Abfuhr im Erntegut“ und „N-Bindung in der Restpflanze“	93
Tab. 30: N-Nachlieferung während der Vegetationszeit für die Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ	97
Tab. 31: Abschätzung der N-Mineralisierung in der Zwischenanbauphase für das deutsche und schweizerische Projektgebiet (Zeitraum 1990 und 2000).	99
Tab. 32: Abschätzung der N-Mineralisierung in der Zwischenanbauphase für das französische Projektgebiet (Zeitraum 1980 bis 2000) und für das deutsche und schweizerische Projektgebiet (Zeitraum 1980).	99
Tab. 33: Kennzahlen zur Abschätzung der N-Mineralisierung aus Ernteresten im Herbst-Winter-Zeitraum.....	103
Tab. 34: Anteil an der Anbaufläche, für den die Erntereste auf dem Feld verbleiben	103
Tab. 35: Daten für die Bilanzierung von Weinbau auf deutscher und schweizerischer Seite	107
Tab. 36: Bilanzglieder der N-MASSENBILANZ Ackerbau.....	110
Tab. 37: N-Aufnahme und Anbauumfang von Zwischenfrüchten nach verschiedenen Hauptfrüchten für die Gemeinden Auggen und Weisweil.....	111
Tab. 38: Anteile der N-Mineralisierung aus der Restpflanze (Ngrün) im Herbst-Winter-Zeitraum (M_DNgrün) und im Folgejahr(M_NNvorf) [%].	114
Tab. 39: Mittlere N-Salden für die Landwirtschaftsfläche und die Gesamtfläche differenziert für die Teilgebiete.....	131
Tab. 40: N-Fracht für die Gesamtfläche und differenziert für die Teilgebiete.....	132
Tab. 41: Kulturartspezifische Flächenanteile für die Gemeinden Auggen und Weisweil.	136
Tab. 42: Vergleich der N-Mineralisierung nach STOFFBILANZ bzw. MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil, jeweils mit und ohne Zwischenfrüchte .	149
Tab. 43: N-Mobilisierung, N-Immobilisierung, N-Anreicherung und Wirtschaftsdüngeranfall (DNorg) für das französische und deutsch-schweizerische Teilgebiet ...	153
Tab. 44: Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen an den Messstellen der Bestandsaufnahme 1997 und 2003	171
Tab. 45: Änderungsraten der gemessenen und gerechneten Nitratkonzentrationen für konsistente Messstellen der Bestandsaufnahmen 1997 und 2003	172
Tab. 46: Bilanzglieder und N-Saldo im Ackerbau nach N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil. Jahresumsatzraten in kg N/ha.....	186
Tab. 47: Jährlicher N-Umsatz und N-Austragsfracht nach N-MASSENBILANZ für die Gemeinden Auggen und Weisweil	187

T 1 : Übersicht zu den Modelleingangsdaten von STOFFBILANZ im Rahmen des Projektes MoNit

Geodaten	Raum- bezug	Verwendungszweck	Datenquelle <i>ggf. Aufbereitung</i>	Datenhalter*
Bodenartengruppen	Raster	Differenzierung der Denitrifikation im Oberboden. Ableitung der Verwitterungsklasse unter Wald. Differenzierung der Nachlieferung aus dem Boden.	D: Bodenübersichtskarte BW (BÜK 200) CH: Bodenkarte 1: 25 000 aus INTERREG II-Projekt F: iPG BDSols Alsace 1/100000; äPG: BDSols France 1/1000000	LGRB, Freiburg Eidgenöss. Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz ARAA, Schiltigheim INRA, Colmar
Bodentypen	Raster	Ermittlung der Denitrifikation Ableitung der Verwitterungsklasse unter Wald.	siehe oben	siehe oben
Skelettgehalte im Ober- und Unterboden [%]	Raster	Differenzierung der Denitrifikationsbedingung	siehe oben	siehe oben
Mittlere Gebietshöhe [m ü. NN]	Raster	Ertragschätzung für W-Weizen in Abhängigkeit von der Höhenlage	Digitales Höhenmodell (DGM 50)	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
Jahresmitteltemperatur 1985 – 2002 [°C]	Raster	Ermittlung der Denitrifikation; Ableitung der N-Nettoaufnahme- und N-Immobilisierungsrate unter Wald	Grundwasserneubildungsmodell Baden-Württemberg (GWN_BW)	LUBW, Karlsruhe
Mittlere Sickerwassermenge 1985 – 2002 [mm/a]	Raster	Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	Grundwasserneubildungsmodell Baden-Württemberg (GWN_BW)	LUBW, Karlsruhe
Atmosphärische N-Deposition für 1980, 1990, 2000 [kg N/ha/a]	Raster	Inputgröße Natm	N-Gesamtdosition 1980, 1990, 2000 (EMEP 2003a, b) <i>Nutzungsbezogene und flächen-gewichtete Disaggregation</i>	EMEP LUBW, Karlsruhe
Hauptnutzungsformen für 1980, 1990 und 2000	Raster		Landsat-Aufnahmen mit 10 (1975) bzw. 16 (1991, 2000) LN-Klassen, <i>Reklassifizierung in neun Landnutzungsklassen</i>	LUBW, Karlsruhe

T 1: Übersicht zu den Modelleingangsdaten von STOFFBILANZ im Rahmen des Projektes MoNit

Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsdaten	Raumbezug	Verwendungszweck	Datenquelle ggf. Aufbereitung	Datenhalter*
Kulturartspezifische Anbauflächen für 1980, 1990, 2000 [ha]	Gemeinde/ Canton	Berechnung der kulturgruppenspezifischen N-Salden Ermittlung des flächengewichteten N-Saldo für Ackerbau	D: Ackerbauliche Hauptkulturen aus den Bodennutzungshaupterhebungen (BNHE) 1979, 1991, 1999 Gemüseanbauerhebung 2000 auf Kreisebene für Gemüse und Erdbeeren Sonderauswertung der BNHE 1999 auf Gemeindeebene für Tabak und Gemüse Anbauentwicklung deutschlandweit ab 1991 für verschiedene Tabaksorten F: Hauptkulturen der Agrarerhebung „Recensement Général Agricole (RGA)“ 1979, 1988, 2000 Sonderkulturen: Daten auf Departementebene	StaLa Baden-Württemberg StaLa Baden-Württemberg StaLa Baden-Württemberg LTZ Augustenberg SCEES ARAA, Schiltigheim
Entzugsfaktoren Hauptprodukt [kg N/dt]	Bilanzteilgebiete	Berechnung der N-Abfuhr mit dem Hauptprodukt (Nernte)	D: Kennzahlen aus der Feld-Stall-Bilanzierung des Programms „Naebi“ (ANONYM 2005) F: „Comifer“ (TAUREAU ET AL. 1996)	LTZ Augustenberg ARAA, Schiltigheim
Bedarfsfaktor Gesamtpflanze [kg N/dt]	Bilanzteilgebiete	Berechnung der N-Bindung in der Respflanze (Ngrün) Berechnung der N-Abfuhr mit dem Nebenprodukt (Nernte)	Kennzahlen aus der Düngeberatung: D: „Nitratinformationsdienst NID“ (LAP 2004) F: „Comifer“ (TAUREAU ET AL. 1996) Experteneinschätzung	LTZ Augustenberg ARAA, Schiltigheim LTZ Augustenberg ARAA, Schiltigheim
Umfang der Abfuhr von Nebenprodukten bzw. Verbleib als Erntereste auf dem Feld [%]	Bilanzteilgebiete	Berechnung der N-Abfuhr mit dem Nebenprodukt (Nernte) Berechnung der N-Mineralisierung aus Ernteresten (DNgrün)		
Viehbesatz für 1980, 1990 und 2000 [GV/ha]	Gemeinde/ Canton	Berechnung des Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger (DNorg)	D: Viehzählung 1979, 1991 und 1999 F: Agrarerhebung 1979, 1988, 2000	StaLa Baden-Württemberg SCEES

T 1 : Übersicht zu den Modelleingangsdaten von STOFFBILANZ im Rahmen des Projektes MoNit

Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsdaten	Raumbezug	Verwendungszweck	Datenquelle ggf. Aufbereitung	Datenhalter*
Kulturspezifische Gesamtdüngung [kg N/ha/a]	Bilanzteilgebiete (D/CH),	Berechnung der Inputgröße Mineraldüngung (DNmin)	D: Statistische Auswertung der SchALVO-Vergleichsflächen (DOBSLAF 2004) Räumliche Differenzierung in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften (Ackerzahl) gemäß NID (LAP 2004).	LTZ Augustenberg LTZ Augustenberg
N-Salden nach einfacher Bilanz für Erdbeeren und Gemüse	Bewirtschaftungsregionen (F)	Implementiert als N-Salden für Erdbeeren und Gemüse	F: Auswertungen von Daten des „Centre de Gestion“ Auswertung von Daten des Programms „Ferti-Mieux“ mit Differenzierung in Abhängigkeit von den Bodentypen.	ARAA, Schiltigheim ARAA, Schiltigheim
N-Fixierung durch Leguminosen	Bilanzgebiet	Berechnung der Inputgröße Nfix	N-Salden nach einfacher Bilanz, erstellt von den Lehr- und Versuchsanstalten für Gartenbau (LVG) bzw. Wein- und Obstbau (LWVO) (MLR 2004). Kennwerte gemäß Düngeverordnung (SML 1997)	MLR, Stuttgart SML, Dresden
Erträge [dt/ha]	Bilanzteilgebiet (D/CH), Bewirtschaftungsregionen (F)	Berechnung der N-Abfuhr (Nernte) Berechnung der N-Bindung in der Restpflanze (Ngrün)	D: Sonderauswertung der Daten der „Besonderen Ernteermittlung“ für das landwirtschaftliche Vergleichsgebiet 3 (Rheinebene) 1979-2003 <i>Trendberechnung und Ermittlung der Daten für 1980, 1990 und 2000</i> F: Erträge nach Kultur und Landwirtschaftszone 1982-2000. Für Mais, Weizen und Zuckerrüben zusätzlich mit Differenzierung in Abhängigkeit von den Bodentypen, die im Programm Ferti-Mieux unterschieden werden	Stala Baden-Württemberg LTZ Augustenberg Landwirtschaftskammern der Départements 67 und 68 ARAA, Schiltigheim

T 1: Übersicht zu den Modelleingangsdaten von STOFFBILANZ im Rahmen des Projektes MoNit

Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsdaten	Raumbezug	Verwendungszweck	Datenquelle ggf. Aufbereitung	Datenhalter*
Kulturartspezifische N-Mineralisierung aus Ernteresten	Bilanzgebiet	Berechnung der N-Mineralisierung aus Ernteresten (DNgrün)	Faustzahlen aus BOCKSTALLER & GIRARDIN (2000) und BILLEN ET AL. (2002) <i>Regionale Anpassung gemäß Erntetermin</i>	LTZ Augustenberg
N-Mineralisierung aus dem Humuskörper des Bodens	Bilanzgebiet	Berechnung der N-Mineralisierung des Bodens (NINBo)	Kennzahlen für die Vegetationszeit aus der Düngeberatung NID (LAP 2004) Kennzahlen für den Herbst-Winter-Zeitraum aus dem „Hohenloher Stickstoffschlüssel“ (BILLEN ET AL. 2002) <i>modifiziert hinsichtlich regionaltypischer Fruchtfolge und Bewirtschaftung</i>	LTZ Augustenberg
Standortlieferung Grünland [kg N/ha/a]	Bilanzgebiet	N-Inputgröße Grünland	Merkblatt zur Düngung von Wiesen und Weiden (MLR 2005)	LAZBW Aulendorf

* LGRB = Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Baden-Württemberg

ARAA = Association pour la Relance Agronomique en Alsace, Schiltigheim

INRA = Institut National pour la Recherche Agronomique, Colmar

LUBW = Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg

EMEP = Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

StaLa = Statistisches Landesamt Baden-Württemberg

SML = Staatsministerium f. Landwirtschaft, Ernährung und Forsten des Freistaates Sachsen, Dresden

MLR = Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum in Baden-Württemberg, Stuttgart

LTZ = Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe

LAZBW = Landwirtschaftliche Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf

T2 Kulturspezifische Bilanzglieder, N-Salden und • N-Vorrat für die französische, deutsche und schweizerische Seite des iPG sowie als Mittelwert für das iPG

iPG 2000 kg N/ha	Input						Mobilisierung		Output		Immobilisierung	Bilanzvergleich			• N-Vorrat				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J		K	L	M	N	O	P	Q	R
Kultur Teil- gebiet	Org. N gesamt abzgl. L- verluste ¹⁾	Org. N gesamt abzgl. L- und A- verluste ²⁾	Org. Düngung insgesamt verfügbar (STOFF- BILANZ ³⁾)	Mineral- düngung	N-Fixie- rung	Depo- sition	Minerali- sierung Boden	Mineral- Erntereste (He/Wi)	N-Abfuhr	Denitrifi- kation	Immobilisierung Rest- pflanze	N-Saldo (STOFF- BILANZ ⁴⁾)	N-Saldo (einfache Bilanz ⁵⁾)	Differenz (L-M)	Nachlieferung aus org. Düngung = 0,125 DNorg (in Centhalten)	Mobilisierung (G+H+O)	Immobilisierung (I+A+B)	N- Anreicher- ung (O-P)	
WW ⁶⁾	F	30	27	12	156	0	41	-2	130	13	58	19	52	-32	4	43	72	29	
WW ⁶⁾	D	27	24	13	193	0	47	-18	125	21	52	50	83	-32	3	32	62	30	
WW ⁶⁾	CH	76	66	38	181	0	46	-18	125	8	52	71	126	-55	9	34	80	45	
WW	IPG	29	26	14	169	0	43	-7	128	15	56	31	63	-32	4	39	68	28	
WR	F	31	27	13	124	0	43	-1	73	19	52	42	71	-29	4	41	67	25	
WR	D	27	24	14	124	0	43	-18	78	17	46	35	66	-30	3	29	56	28	
WR	IPG	31	27	13	124	0	48	-5	74	19	51	41	70	-29	4	39	64	25	
WG	F	30	27	12	116	0	48	-1	92	15	61	19	48	-28	4	50	75	25	
WG ⁷⁾	D	29	25	14	153	0	50	-8	94	22	48	57	74	-16	4	45	58	13	
WG ⁷⁾	CH	76	66	38	141	0	46	-8	95	8	48	77	116	-38	9	47	76	29	
WG	IPG	30	28	14	128	0	48	-3	92	17	57	32	56	-24	9	49	69	21	
SG	F	32	28	13	116	0	36	-1	105	4	66	-1	46	-44	4	39	81	43	
SG	D	27	24	14	87	0	38	-13	79	10	44	5	35	-29	3	28	54	26	
SG	CH	76	66	38	76	0	34	-13	79	6	44	18	69	-51	9	31	72	41	
SG	IPG	30	28	15	105	0	37	-5	95	6	58	3	42	-38	4	35	70	35	
SM	F	30	27	12	183	0	90	0	215	18	25	38	-12	51	4	93	39	-54	
SM	D	31	28	12	169	0	91	0	203	21	20	44	-15	60	4	95	32	-63	
SM	CH	76	66	38	161	0	88	0	202	8	20	69	29	40	9	97	48	-49	
SM	IPG	31	27	14	179	0	90	0	212	19	24	40	-13	53	4	94	37	-57	
K-Mais	F	30	27	12	182	0	100	0	157	19	84	47	45	3	3	104	98	-6	
K-Mais	D	27	23	13	162	0	103	0	144	21	77	49	33	17	3	106	87	-19	
K-Mais	IPG	29	25	13	175	0	101	0	152	20	81	48	41	8	4	105	93	-11	
Raps ⁸⁾	F	31	27	12	189	0	66	0	126	20	108	54	81	-26	4	100	123	23	
Raps	D	27	23	13	184	0	88	0	88	24	87	109	108	2	3	101	97	-4	
Raps	IPG	30	27	14	188	0	66	0	122	21	106	62	84	-22	4	100	118	19	
ZR ⁹⁾	F	30	26	12	126	0	81	0	115	2	172	-28	48	-76	4	114	186	72	
ZR ⁹⁾	D	23	21	12	84	0	30	0	103	2	122	-10	12	-22	4	111	130	19	
ZR ⁹⁾	IPG	29	26	12	121	0	80	0	113	2	167	-26	44	-70	4	114	180	66	
K	F	30	26	12	149	0	66	0	125	23	32	109	39	70	4	120	47	-74	
K	D	27	27	14	133	0	62	0	123	23	43	73	11	63	3	118	51	-65	
K	CH	76	66	38	121	0	50	0	137	8	43	95	54	41	9	122	71	-51	
K	IPG	29	26	13	144	0	66	0	129	23	36	97	30	68	4	119	48	-71	
SB	F	34	30	14	53	0	67	0	55	10	75	2	30	-22	4	71	91	20	
SB	CH	76	66	38	51	0	46	0	45	8	62	56	76	-19	9	80	91	10	
SB	IPG	34	30	16	53	0	67	0	55	10	75	8	30	-22	4	71	89	18	
KL	F	29	26	12	126	0	61	0	104	21	61	66	50	17	4	94	75	-20	
Th ¹⁰⁾	F	33	29	13	-7	0	0	0	0	11	0	7	23	-15	4	4	16	12	
Th ¹⁰⁾	D	28	25	14	-7	0	0	0	0	12	0	8	18	-10	4	4	11	7	
Th ¹⁰⁾	IPG	32	28	14	196	0	0	0	0	11	0	8	22	-14	4	4	14	10	
Td	F	33	29	13	196	0	60	0	112	20	147	43	106	-82	4	104	163	59	
Td	D	26	23	13	193	0	60	0	103	21	150	45	105	-59	3	103	160	56	
Td	IPG	32	28	14	196	0	60	0	110	20	148	44	105	-62	4	104	161	58	
SP	D	26	22	13	64	0	40	0	21	17	34	26	61	-34	3	34	109	32	
Bra	F	0	0	0	0	0	15	0	0	13	0	14	-1	15	0	15	0	-15	
Bra	D	0	0	0	0	0	15	0	0	14	0	14	-1	15	0	15	0	-15	
Bra	CH	0	0	0	0	0	15	0	0	6	0	21	6	15	0	15	0	-15	
Bra	IPG	0	0	0	0	0	12	0	0	13	0	14	-1	15	0	15	0	-15	

1) DNorg = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungsverluste.

2) DNorg_la = 0,875DNorg = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungs- und Ausbringungsverlusten (25% des NH4-Anteils).

3) DNorg_at = im Anwendungsjahr und aus Anwendungen der Vorjahre (bzw. Folgejahre) verfügbarer Anteil des DNorg:

In D und CH = 0,5DNorg, in F = 0,4DNorg.

4) N-Saldo (STOFFBILANZ) = Input + Mobilisierung - Output - Immobilisierung; L = C+D+E+F+G+H+I+J+K

5) N-Saldo (einfache Bilanz) = Input - Output. Bei Input allerdings DNorg_la; M = B+D+E+F+L+J

6) W-Weizen in D und CH: Düngemenge etwas zu hoch angesetzt. Gesamtdüngung sollte bei 170 kg N/ha liegen.

7) W-Gerste in D und CH: Düngemenge etwas zu hoch angesetzt. Gesamtdüngung sollte bei 160 kg N/ha liegen.

8) Raps in F: Ertrag mit 36 dt/ha statt 30 dt/ha angesetzt.

9) ZR: N-Saldo ist negativ und wird für die Berechnungen des N-Saldo Ackerfläche auf 1 gesetzt.

10) Th: negative Mineraldüngemenge entsteht durch Anpassung an org. Düngemenge.

T 3 Abschätzung der Folgefrucht am Beispiel der Gemeinde Auggen

Werte für grau hinterlegte Spalten sind abzuschätzen
 kursive Werte werden zur Berechnung von ANWint, NNvorf und NNzwf herangezogen

1. Abschätzung des Flächenanteils für verschiedene Folgekulturgruppen

Kategorie	Kulturgruppe	Anbaufläche 2000* [ha]	Folgefrucht [%]				Folgejahr [ha]										Summe %				
			I Winterungen	II Mais	III Rüben	IV sonstige Sommer-/Dauerkulturen	I		II		III		IV		SG	K		FI	BRA		
							WW	WR	WG	R	KM	SM	ZR	IV							
I	WW	75	0	0,3	0,2	0,1	0	30	2	5	2	15	11	4	0	30	22	0	0	8	100
I	WR	5	20	40		40	1	1	0	0	0	2	1	1	0	2	1	0	0	1	100
I	WG	15	60		40		9	7	0	1	0	0	0	0	0	6	4	0	0	2	100
IV	SG	108		50	3	47	0	0	0	0	0	54	38	16	3	51	36	1	0	14	100
II	KM	94	30	55		15	28	21	1	4	1	52	37	15	0	14	10	0	0	4	100
II	SM	38	60	10		30	23	17	1	3	1	4	3	1	0	11	8	0	0	3	100
I	R	5	100				5	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	sÖL	0	100				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
III	ZR	2	10	20		70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	100
IV	K	2	80	10		10	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	FL	0	50	20		30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	KL	0	80	20		30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	Td	0	50	10		10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	Th	0	50	10		30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	EB	0	50			50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	SP	0	50			100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	GEM	0	20	30		50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
IV	BRA	41	10			90	4	3	0	1	0	0	0	0	0	37	26	0	0	70	100
	Summe	385	102	76	5	15	5	127	90	37	3	153	110	2	0	42					

*Anbaufläche Gemeinde Auggen BNHE 1999 ohne 21 ha sÖL und 1 ha Gemüse aber plus 5 ha WR und R sowie 2 ha ZR

2. Plausibilisierung der Abschätzung der Folgekulturen

Der Anbauumfang für die Kategorien Winterungen, Mais, Rüben und sonstigen Sommerungen/Dauerkulturen des Folgejahres muss mit dem Anbauumfang des Vorjahres in etwa übereinstimmen.

Kategorie	Anbauumfang 2000 [ha]	Anbauumfang 2001 (Abschätzung) [ha]
I Winterungen	100	102
II Mais	132	127
III Rüben	2	3
IV sonstige Sommer	151	153
Summe	385	385

blaue Werte für N-Mineralisierung des Bodens im Herbst-Winter-Zeitraum He/Wi (NNBo) im Modell STOFFBILANZ

3. Ermittlung der Nachlieferung aus dem Boden Herbst/Winter

Hauptfrucht	Anteil der Mineralisation im Herbst/Winter an der Jahresmineralisation		Faktor 3a ¹⁾ Zeitspanne Nachernte-Dez. (abh. von Erntezeitpunkt Hauptkultur)	Faktor 3b ¹⁾ gewichteter Zuschlag für Sommerung als Folgefrucht (II. bis IV)	Faktor 3a + 3b
	Faktor 3a ¹⁾	Faktor 3b ¹⁾			
WW	0,5	0,1	0,16	0,1	0,6
WR	0,4	0,16	0,04	0,16	0,56
WG	0,6	0,04	0,04	0,04	0,64
SG	0,3	0,203	0,06	0,06	0,503
KM	0,2	0,18	0,06	0,18	0,38
SM	0,2	0,06	0,06	0,06	0,26
R	0,6	0	0	0	0,6
sÖL	0,3	0	0	0	0,3
ZR	0	0,13	0,04	0,13	0,13
K	0,3	0,04	0,09	0,04	0,34
FL	0	0,09	0,06	0,09	0,09
KL	0,5	0,08	0,08	0,08	0,56
Td	0,2	0,08	0,08	0,08	0,28
Th	0,2	0,08	0,05	0,08	0,28
EB	0,3	0,05	0,1	0,05	0,35
SP	0	0,1	0,14	0,1	0,1
GEM	0,2	0,14	0,09	0,14	0,34
BRA	0,2	0,09	0,09	0,09	0,29

¹⁾ Beim Faktor 3 handelt es sich um die Länge der Zwischenanbauphase als Anteil eines Jahres in der die Nachlieferung aus dem Boden nicht mehr von der Hauptkultur genutzt werden kann. Der Faktor setzt sich zusammen aus dem Zeitraum der Ernte bis 1. Dezember (Faktor 3a) und einem Zuschlag sofern die Folgekulturen Sommerungen bzw. Dauerkulturen sind (Faktor 3b).

T4: Nutzungsspezifische N-Frachten [t] für das äußere und innere Projektgebiet.

Äußeres Projektgebiet (äPG)											
N-Fracht [t]	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung	LF	Gesamt
F-1980	4.753	2.417	0,0	2.395	1.947	433	2,5	97	4,2	9.565	12.049
F-1990	6.350	729	0,0	797	1.189	331	2,2	129	5,7	7.876	9.533
F-2000	5.091	341	0,1	398	886	103	1,0	96	1,9	5.829	6.917
D-1980	299	4.936	0,0	598	2.788	2.295	1,5	33	0,0	5.833	10.951
D-1990	1.078	452	15	578	1.087	1.880	0,0	118	2,1	2.124	5.211
D-2000	360	258	25	442	797	1.149	0,0	100	19	1.084	3.150
CH-1980	0,0	38	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	38	38
CH-1990	5,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,6	0,0	5	6
CH-2000	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,2	0,0	0	1
äPG-1980	5.052	7.391	0,0	2.993	4.736	2.728	4,0	130	4,2	15.436	23.039
äPG-1990	7.433	1.181	15	1.375	2.276	2.211	2,2	248	7,9	10.004	14.750
äPG-2000	5.450	599	25	839	1.684	1.252	1,0	197	21	6.914	10.069
Inneres Projektgebiet (iPG)											
F-1980	7.356	1.741	0	514	580	2	56	174	0	9.611	10.423
F-1990	6.200	146	1	57	351	2	72	370	8	6.404	7.198
F-2000	4.093	49	0	54	232	1	81	304	0	4.197	4.814
D-1980	3.661	3.764	0	522	326	8	47	125	0	7.946	8.452
D-1990	4.019	825	21	65	199	10	56	228	2	4.929	5.422
D-2000	2.468	254	34	96	130	2	52	192	6	2.853	3.228
CH-1980	32	51	0	0	4	0	1	43	0	83	130
CH-1990	13	0	0	0	2	0	1	43	0	13	58
CH-2000	1	0	0	1	1	0	2	33	0	2	38
iPG-1980	11.049	5.556	0	1.036	910	10	103	342	0	17.640	19.006
iPG-1990	10.232	971	21	122	551	13	129	640	9	11.346	12.678
iPG-2000	6.562	304	34	151	363	2	134	529	6	7.051	8.080

T5 Nutzungsspezifische N-Frachtanteile [%] für das äußere und innere Projektgebiet.

Äußeres Projektgebiet (äPG)											
Jahr	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung	LF	Gesamt
F-1980	39	20	0,0	20	16	4	0,0	1	0,0	79	100
F-1990	67	8	0,0	8	12	3	0,0	1	0,1	83	100
F-2000	74	5	0,0	6	13	1	0,0	1	0,0	84	100
D-1980	3	45	0,0	5	25	21	0,0	0,3	0,0	53	100
D-1990	21	9	0,3	11	21	36	0,0	2	0,0	41	100
D-2000	11	8	1	14	25	36	0,0	3	0,6	34	100
CH-1980	0,0	98	0,0	0,0	2	0,0	0,0	0,0	0,0	98	100
CH-1990	83	0,0	0,0	0,0	6	0,0	0,0	11	0,0	83	100
CH-2000	0,0	0,0	0,0	0,0	13	0,0	0,0	87	0,0	0,0	100
äPG-1980	22	32	0,0	13	21	12	0,0	1	0,0	67	100
äPG-1990	50	8	0,1	9	15	15	0,0	2	0,1	68	100
äPG-2000	54	6	0,2	8	17	12	0,0	2	0	69	100
Inneres Projektgebiet (iPG)											
F-1980	71	17	0,0	5	6	0,0	1	2	0,0	92	100
F-1990	86	2	0,0	1	5	0,0	1	5	0,1	89	100
F-2000	85	1	0,0	1	5	0,0	2	6	0,0	87	100
D-1980	43	45	0,0	6	4	0,1	1	1	0,0	94	100
D-1990	74	15	0,4	1	4	0,2	1	4	0,0	91	100
D-2000	76	8	1	3	4	0,1	2	6	0,2	88	100
CH-1980	24	39	0,0	0,0	3	0,0	1	33	0,0	64	100
CH-1990	22	0,0	0,0	0,2	4	0,0	1	73	0,0	22	100
CH-2000	2	1	0,0	2	4	0,0	4	87	0,0	5	100
iPG-1980	58	29	0,0	5	5	0,1	1	2	0,0	93	100
iPG-1990	81	8	0,2	1	4	0,1	1	5	0,1	89	100
iPG-2000	81	4	0,4	2	4	0,0	2	7	0,1	87	100

T6 Nutzungsspezifischer Flächenanteil [%] an der Gesamtfläche des inneren bzw. äußeren Projektgebietes.

Inneres Projektgebiet (iPG)										
Fläche [%]	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung	Summe
F-1980	24	4	0,0	16	11	0,0	1	3	0,0	59
F-1990	32	1	0,0	3	13	0,1	1	9	0,2	59
F-2000	32	1	0,0	3	12	0,0	2	9	0,0	59
D-1980	10	5	0,0	15	7	0,1	1	2	0,0	40
D-1990	18	3	0,2	3	8	0,2	1	6	0,1	40
D-2000	17	2	1	5	8	0,0	1	6	0,2	40
CH-1980	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1	0,0	1
CH-1990	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1	0,0	1
CH-2000	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1	0,0	1
iPG-1980	34	9	0,0	30	19	0,1	2	6	0,0	100
iPG-1990	50	4	0,2	6	21	0,2	3	16	0,3	100
iPG-2000	49	3	1	8	20	0,1	3	16	0,2	100
Äußeres Projektgebiet (äPG)										
F-1980	8	3	0,0	15	25	4	0,0	1	0,0	55
F-1990	14	1	0,0	8	26	4	0,0	2	0,1	55
F-2000	15	2	0,0	6	29	1	0,0	2	0,0	55
D-1980	0,5	3	0,0	7	22	12	0,0	0,3	0,0	45
D-1990	2	1	0,1	7	17	16	0,0	1	0,0	45
D-2000	1	1	0,2	8	20	13	0,0	2	0,2	45
CH-1980	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
CH-1990	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
CH-2000	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
äPG-1980	8	6	0,0	22	46	16	0,0	1	0,0	100
äPG-1990	17	2	0,1	14	43	20	0,0	3	0,1	100
äPG-2000	16	3	0,2	14	48	14	0,0	3	0,3	100

T7 Nutzungsspezifische Flächenanteile [%] an der länderspezifischen Gesamtfläche des inneren bzw. äußeren Projektgebietes.

Inneres Projektgebiet (iPG)										
Fläche [%]	Acker	Weinbau	Obstbau	Grünland	Laubwald	Nadelwald	Gewässer	Siedlung	Devastierung	Anteil am iPG
F-1980	40	7	0,0	26,5	19,4	0,0	1,4	5,5	0,0	59
F-1990	54	1	0,0	4,8	21,6	0,1	2,5	15,4	0,4	59
F-2000	54	1	0,0	5,0	21,0	0,0	3,1	15,7	0,0	59
D-1980	26	12	0,0	36,9	17,9	0,2	1,8	5,6	0,0	40
D-1990	45	7	0,5	8,5	20,7	0,5	2,8	14,2	0,2	40
D-2000	42	6	1,4	12,7	19,5	0,1	2,8	14,8	0,5	40
CH-1980	9	6	0,0	0,0	7,2	0,0	1,4	76,5	0,0	1
CH-1990	5	0	0,0	0,5	6,5	0,0	1,6	86,3	0,0	1
CH-2000	0,3	0	0,0	2,4	6,5	0,0	3,5	87,0	0,0	1
iPG-1980	34	9	0,0	30,4	18,7	0,1	1,6	6,3	0,0	100
iPG-1990	50	4	0,2	6,2	21,1	0,2	2,6	15,6	0,3	100
iPG-2000	49	3	0,6	8,0	20,3	0,1	3,0	16,1	0,2	100
Äußeres Projektgebiet (äPG)										
F-1980	14	5	0,0	27	45	7	0,0	2	0,1	55
F-1990	26	3	0,0	14	47	7	0,0	3	0,1	55
F-2000	27	3	0,0	11	52	3	0,0	3	0,0	55
D-1980	1	7	0,0	15	48	28	0,0	1	0,0	45
D-1990	5	2	0,2	15	38	36	0,0	3	0,0	45
D-2000	3	3	0,5	17	44	29	0,0	3	1	45
CH-1980	0,0	76	0,0	0,0	24	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CH-1990	35	0,0	0,0	0,0	36	0,0	0,0	29	0,0	0,0
CH-2000	0,0	0,0	0,0	0,0	36	0,0	0,0	64	0,0	0,0
äPG-1980	8	6	0,0	22	46	16	0,0	1	0,0	100
äPG-1990	17	2	0,1	14	43	20	0,0	3	0,1	100
äPG-2000	16	3	0,2	14	48	14	0,0	3	0,3	100

T8: Unscharfe bei der Abschätzung der N-Nachlieferung aus dem Boden (NNBo) für die Gemeinden Auggen und Weisweil im Modell STOFFBILANZ (Grundlage: Kulturartenverteilung für das deutsche Teilgebiet) im Vergleich zur Abschätzung auf Grundlage der gemeindebezogenen Kulturartenverteilungen.

a) Gemeinde Auggen (getreidebetonte Fruchtfolge). Abweichung nach STOFFBILANZ absolut (kg N/ha) und in %.

Bodenarten- gruppe	WWV		WG		WR		SG		KM		SM		ZR		K		R		BRA		
	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	
ss	-1	-2	4	6	13	20	-1	-2	-5	-5	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-5	-7
ls	-1	-1	4	6	11	19	-1	-2	-5	-5	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-4	-6
sl	-1	-1	3	5	8	17	0	-1	-3	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-4
us	-1	-1	5	5	14	19	-1	-2	-6	-5	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-5	-6
su	-1	-1	4	5	13	18	-1	-2	-5	-5	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-5	-6
ll	-1	-1	3	5	8	17	0	-1	-3	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-4
lu	-1	-1	3	4	9	14	-1	-1	-4	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-4
tl	0	-1	2	4	7	13	0	-1	-3	-2	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-3
tu	-1	-1	3	4	9	14	-1	-1	-4	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-4
lt	0	-1	2	4	7	13	0	-1	-3	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-3
ut	0	-1	2	4	7	13	0	-1	-3	-3	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-3	-3
Hn	-1	-1	5	4	14	13	-1	-1	-6	-4	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	-5	-5

b) Gemeinde Weisweil (körnermaisbetonte Fruchtfolge). Abweichung nach STOFFBILANZ absolut (kg N/ha) und in %.

Bodenarten- gruppe	WWV		WG		SG		KM		K		BRA	
	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%	kgN/ha	%
ss	10	14	4	6	2	5	2	2	0	0	5	6
ls	8	14	4	6	2	5	2	2	0	0	4	6
sl	6	12	3	5	1	4	1	1	0	0	3	4
us	10	13	5	5	2	5	2	2	0	0	5	6
su	10	13	4	5	2	4	2	2	0	0	5	5
ll	6	12	3	5	1	4	1	1	0	0	3	4
lu	7	10	3	4	2	3	1	1	0	0	3	4
tl	5	9	2	4	1	3	1	1	0	0	3	3
tu	7	10	3	4	2	3	1	1	0	0	3	4
lt	5	10	2	4	1	3	1	1	0	0	3	3
ut	5	10	2	4	1	3	1	1	0	0	3	3
Hn	10	10	5	4	2	3	2	1	0	0	5	4

gau hinterlegt: in den Gemeinden Auggen bzw. Weisweil vorliegende Bodenartengruppen

T 9 N-Bilanzierung und AN-Vorrat - Gemeinde Auggen mit Zwischenfrüchten (ZF)

kg N/ha	Input													Mobilisierung			Output			Immobilisierung					Bilanzvergleich					AN-Vorrat		
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W									
Fläche Auggen 2000 [ha]	Org. N abzgl. L- und A-verluste ²⁾ DNorg Ia	Org. Düngung im Anbaujahr verfügbar ³⁾ DNorg a	Org. Düngung insgesamt verfügbar (STOFF-BILANZ) ⁴⁾ DNorg af	Mineraldüngung DNmin	N-Fixierung Nfix	N-Deposition Natm	Mineralboden NNBo	Mineralernte (HerWi) DNgrün	Nachreste Vorfr. (HerWi) NNvorfr	Nachreste aus ZF Vorjahr NNzwf	Nachfrucht N-Nachfrucht NNzwf	N-Abfuhr N-Nachfrucht NNzwf	Denitrifikation Ndenit	Immobilisierung Restpflanze Ngrün	Anteil Immobilisierung im Vorjahr Ngrün(He)	N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte ANzwf	N-Aufnahme durch Winterungen ANwint	N-Saldo (einfache Bilanz) ⁵⁾	N-Saldo (STOFF-BILANZ) ⁶⁾	N-Saldo (MASSEN-BILANZ) ⁷⁾	Mobilisierung ⁸⁾	Immobilisierung ⁹⁾	U	V	W							
WW	75,00	35	30	161	0	0	47	-18	52	11,32	132	132	59	53	15	28,0	7,9	22	32	33	71	38										
WW	75,00	35	13	161	0	0	47	-16	52	11,32	132	132	70	53	15	28,0	7,9	22	32	64	99	34										
WR	5,00	27	24	124	0	0	43	-18	52	11,32	78	78	70	46	30	10,0	4	39	90	29	60	31										
WR	5,00	27	10	124	0	0	43	-14	52	11,32	78	78	70	46	30	10,0	4	39	90	63	70	7										
WG	15,00	35	13	141	0	0	50	-8	52	11,32	99	99	72	49	30	10,0	12	52	79	46	66	21										
WG	15,00	35	13	141	0	0	50	-15	52	11,32	99	99	72	49	30	10,0	12	52	79	66	76	11										
SG	108,00	35	30	86	0	0	38	-13	86	0	83	83	33	45	0	0	0	1	0	29	62	33										
SG	108,00	35	30	86	0	0	38	-14	86	0	83	83	33	45	0	0	0	1	0	72	89	17										
SM	38,00	35	30	171	0	0	93	0	152	0	220	220	-18	20	0	0	0	41	0	97	37	-60										
SM	38,00	35	30	171	0	0	93	16	152	0	220	220	40	20	0	6,6	12	41	39	113	44	-69										
KM	94,00	35	30	161	0	0	103	0	152	0	152	152	0	81	0	0	0	49	0	107	98	-9										
KM	94,00	35	30	161	0	0	103	8	152	0	152	152	0	81	0	0	0	49	40	105	98	-6										
R	5,00	27	24	184	0	0	68	30	88	0	88	88	120	87	50	0	20	121	0	101	101	-1										
R	5,00	27	10	184	0	0	68	44	52	11,32	88	88	120	87	50	0	20	121	169	120	101	-20										
ZR	2,00	23	21	84	0	0	78	30	103	0	103	103	1	122	0	0	0	-21	0	111	134	22										
ZR	2,00	23	21	84	0	0	78	24	59	26,85	103	103	1	122	0	0	0	-21	-13	122	134	12										
K	1,57	35	30	133	0	0	64	50	143	0	143	143	0	45	0	0	0	77	0	119	62	-57										
K	1,57	35	30	133	0	0	64	36	53	15,49	143	143	0	45	0	47,8	16	77	16	121	110	-12										
Bra	41,00	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	15	0	-15										
Bra	41,00	0	0	0	0	0	0	15	53	15,49	0	0	0	50	0	0	2	15	31	83	50	-33										
MW	385	30,6	26,8	122,5	0,0	11,9	58,2	-5,4	56,3	14,37	115,0	115,0	34,3	49,3	0	0	0	26,3	0	0	0	0	0									
MW	385	30,6	26,8	122,5	0,0	11,9	58,2	-1,7	56,3	14,37	115,0	115,0	34,3	49,3	0	14,37	5,2	26,3	24,4	57	65	8										
N-Saldo (einfache Bilanz)	11.778	10.306	4.417	47.114	0	4.565	22.384	-2.061	0	0	44.239	44.239	18.957	21.007	2.006	0	0	10.131	0	21.796	24.846	3.050										
Umsatz MASSENBILANZ	11.778	10.306	4.417	47.114	0	4.565	0	-647	21.654	5.525	44.239	44.239	5.615	21.007	2.006	5.525	2.006	0	9.391	32.462	32.421	-41										
N-Umsatz MASSENBILANZ		1.472	5.889					21.007	5.525	5.525				21.007	2.006	5.525	2.006															
Ausbringverl. DNorg f																																
													N-Saldo (STOFFBILANZ)⁶⁾					N-Saldo (MASSENBILANZ)⁷⁾														
													34					26					34									

1) DNorg = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungsverluste.
2) DNorg Ia = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungs- und Ausbringungsverluste (25% des NH4-Anteils).
3) DNorg a = im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil (37,5%) des DNorg.
4) DNorg af = 0,5DNorg = im Anwendungsjahr und aus Anwendungen der Vorjahre (bzw. Folgejahre) verfügbarer Anteil des DNorg (nur für STOFFBILANZ).
5) N-Saldo (einfache Bilanz) = Spalte B+E+F-L
6) N-Saldo (STOFFBILANZ) = D+E+F+H+L-N
7) N-Saldo (MASSENBILANZ) = B+E+F+H+I+J+K-L-N-O-P-Q
8) Mobilisierung: a) STOFFBILANZ = D-C+H+I und b) MASSENBILANZ = B-C+H+I+J+K
9) Immobilisierung: a) STOFFBILANZ = D+N und b) MASSENBILANZ = B-C+N+P

T10 N-Bilanzierung und AN-Vorrat - Gemeinde Weisweil mit Zwischenfrüchten (ZF)

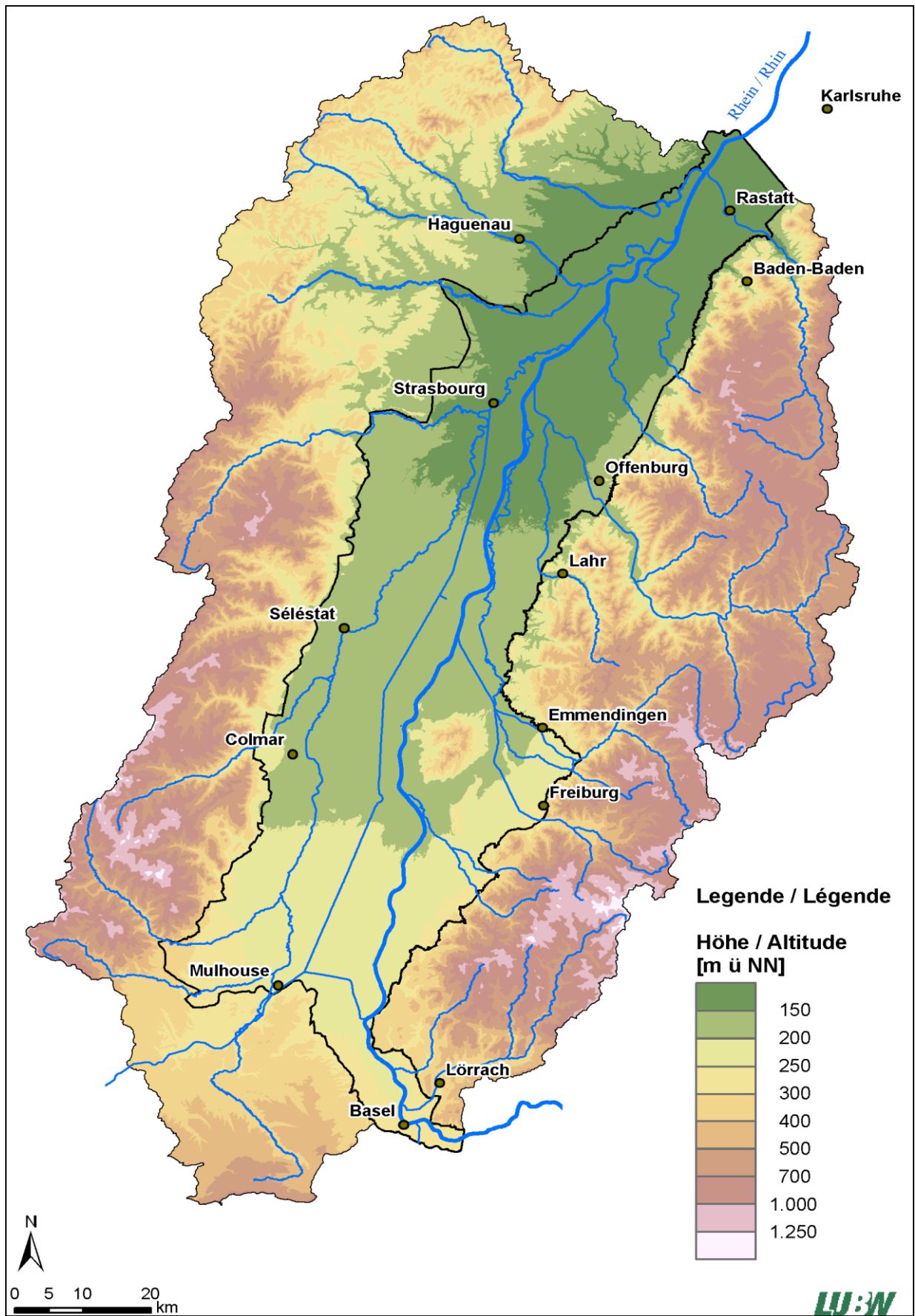
kg N/ha	Input				Mobilisierung					Output			Bilanzvergleich				AN-Vorrat						
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
WW	34	32	28	16	162	0		46	-18		129		53	53	15	27,9		61	25		32	68	36
WW	34	32	28	12	162	0		-16	58	12,6	129		53	15	27,9	2,4		0	48		70	96	26
WW	0	0	0	0															0		0	0	0
WR	0	0	0	0															0		0	0	0
WR	0	0	0	0															0		0	0	0
WG	3	28	12	16	142	0		50	-8	12,6	97		49	49	30	10,0		72	53		45	65	20
WG	3	28	12	12	142	0		-15	58	12,6	97		49	30	10,0	10		32			89	71	75
SG	39	28	28	16	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	
SG	39	28	28	12	87	0																	

T 12 N-Bilanzierung und AN-Vorrat - Gemeinde Weisweil ohne Zwischenfrüchte (ZF)

kg N/ha	Input										Mobilisierung					Output				Immobilisierung				Bilanzvergleich				AN-Vorrat		
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W							
Kultur	Fläche Weisweil 2000 [ha]	Fläche Weisweil für 2001 abgez. schätzt [ha]	Org. N abzgl. L-verluste ¹⁾	Org. N abzgl. L- und A- ²⁾ verluste	Org. Düngung im Anbau verfügbar ³⁾	Org. insgesamt verfügbar (STOFF-BILANZ) ⁴⁾	Mineraldüngung	N-Fixierung	Deposition	Mineral. Boden	Mineral. Erntereste (He/Wi)	Nachl. Erntereste Vorr.	Nachl. aus ZF Vorrat	N-Abfuhr	Dentrifikation	Immobilisierung Restpflanze	Anteil Immobilisierung im Vorrat (He)	N-Aufnahme durch Zwischenfrüchte	N-Aufnahme durch Winterungen	N-Saldo (einfache Bilanz) ⁵⁾	N-Saldo (STOFF-BILANZ) ⁶⁾	N-Saldo (MASSEN-BILANZ) ⁷⁾	Mobilisierung ⁸⁾	Immobilisierung ⁹⁾	N-Anreicherung					
WW	34	32	DNorg	28	DNorg a	DNorg af	DNmin	Nfix	Natm	NNBo	DNgrün	NNvorr	NNzwf	Nernie	Ndenitr	Ngrün	Ngrün(He)	ANzwf	ANwint	61	25	63	32	68	36					
WW	34	32	32	28	12	16	162	0		46	-18	58	0,0	129		53	15	0,0	2,4	0	25	63	58	68	11					
WW	34	34		0			162	0		-16				129						0			0	0	0	0				
WR	0			0	0	0																	0	0	0	0				
WR	0			0	0	0																	0	0	0	0				
WG	3	32	32	28	12	16	142	0		50	-8	58	0,0	97		49	30	0,0	10	72	53	59	65	20						
WG	3	32	32	28	12	16	142	0		-15				97		49						86	65	65	6					
SG	39	32	32	28	12	16	87	0		38	-13			83		45						29	60	32						
SG	39	32	32	28	12	16	87	0		-13				83		45						36	64	60	-4					
SG	39	39	32	28	12	16	87	0		-13				83		45						36	64	60	-4					
KM	353	32	32	28	12	16	162	0		104	0			149		80				41	54	108	95	-13						
KM	353	32	32	28	12	16	162	0		104	0			149		80					54	36	92	95	4					
K	8	32	32	28	12	16	132	0		66	50	62	0,0	140		44				20	79	60	60	60	-60					
K	8	32	32	28	12	16	132	0		35	35	62	0,0	140		44						60	113	60	-53					
K	8	32	32	28	12	16	132	0		35	35	62	0,0	140		44						60	113	60	-53					
Bra	40	0		0	0	0	0	0		15	15	62	0,0	0		0						15	0	0	-15					
Bra	40	0		0	0	0	0	0		15	15	62	0,0	0		0						15	0	0	-15					
Bra	40	0		0	0	0	0	0		15	15	62	0,0	0		0						15	0	0	-15					
MM	477	29,0	29,0	25,4	10,9	14,5	141,7	0,0	11,9	85,0	-0,3	66,0	0,00	129,2		67,3				37,9	44,5	37,9	88	82	-7					
MM	477	29,0	29,0	25,4	10,9	14,5	141,7	0,0	11,9	85,0	-0,3	66,0	0,00	129,2		67,3				37,9	44,5	37,9	88	82	-7					
MM	477	29,0	29,0	25,4	10,9	14,5	141,7	0,0	11,9	85,0	-0,3	66,0	0,00	129,2		67,3				37,9	44,5	37,9	88	82	-7					
MM	477	29,0	29,0	25,4	10,9	14,5	141,7	0,0	11,9	85,0	-0,3	66,0	0,00	129,2		67,3				37,9	44,5	37,9	88	82	-7					
N-Umsatz	einfache Bilanz	STOFFBILANZ	MASSEBILANZ	13.853	12.121	5.195	6.926	67.609	0	5.662	40.539	-14,3	0	61.631	9.445	32.087	592	0	0	18.099	21.214	0	42.128	39.013	-3.115					
N-Umsatz	MASSEBILANZ	13.853	12.121	5.195	6.926	67.609	0	5.662	40.539	-14,3	0	61.631	9.445	32.087	592	0	0	0	0	18.099	21.214	0	42.128	39.013	-3.115					
N-Umsatz	MASSEBILANZ	13.853	12.121	5.195	6.926	67.609	0	5.662	40.539	-14,3	0	61.631	9.445	32.087	592	0	0	0	0	18.099	21.214	0	42.128	39.013	-3.115					
MASSEBILANZ	1.732	6.926	Austringverf.	DNorg f						34.087	0				34.087	592	0	592												

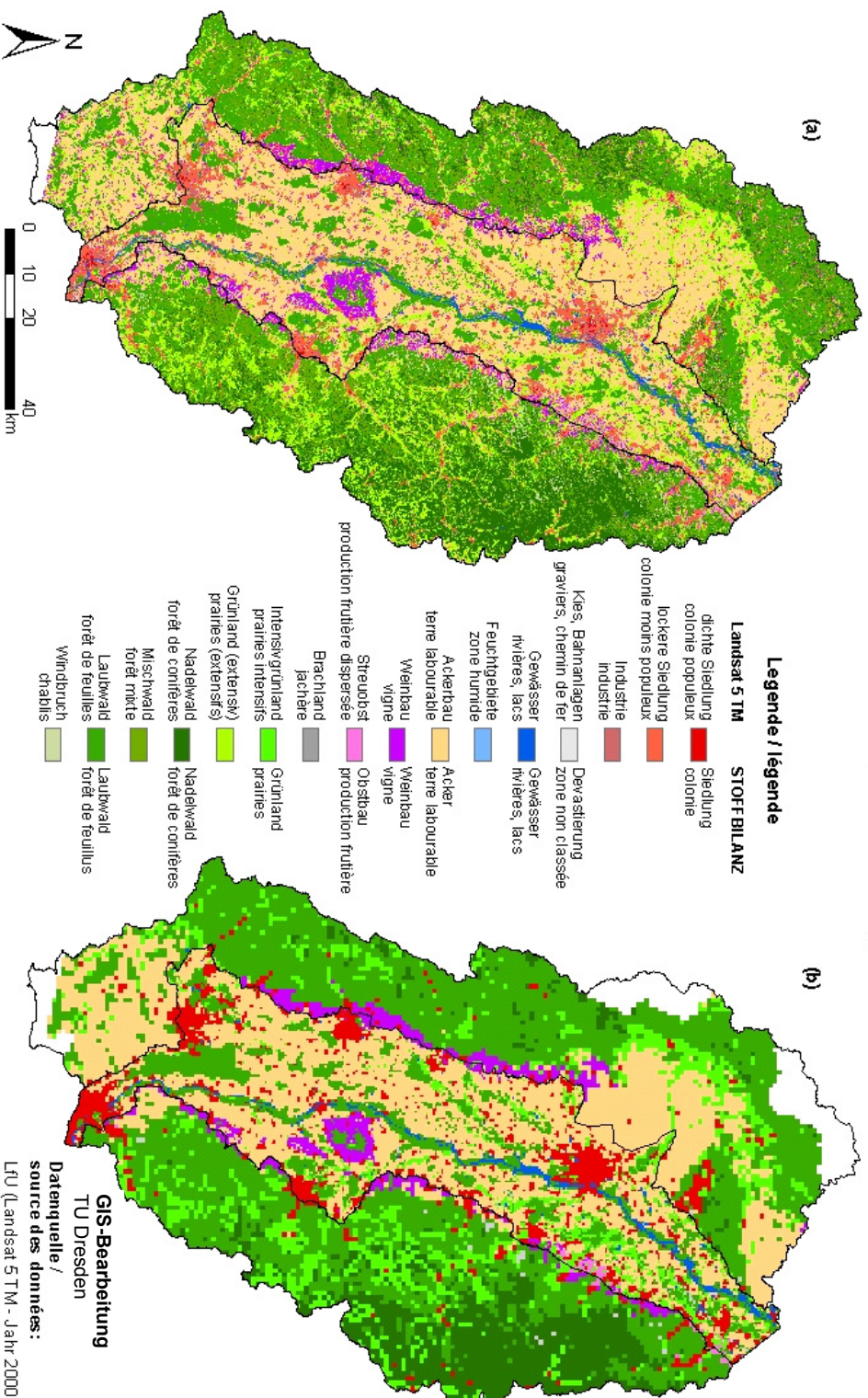
N-Saldo (einfache Bilanz) ⁵⁾	38	N-Saldo (STOFFBILANZ) ⁶⁾	44	N-Saldo (MASSENBILANZ) ⁷⁾	38
---	----	-------------------------------------	----	--------------------------------------	----

- 1) DNorg = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungsverluste.
- 2) DNorg_la = Gesamt-N aus Wirtschaftsdünger abzüglich Lagerungs- und Austringungsverlusten (25% des NH4-Anteils).
- 3) DNorg_a = im Anwendungsjahr verfügbarer Anteil (37,5%) des DNorg.
- 4) DNorg_af = im Anwendungsjahr und aus Anwendungen der Vorjahre (bzw. Folgejahre) verfügbarer Anteil des DNorg (nur für STOFFBILANZ).
- 5) N-Saldo (einfache Bilanz) = Spalte B+E+F-L
- 6) N-Saldo (STOFFBILANZ) = D+E+F+H+L-N
- 7) N-Saldo (MASSENBILANZ) = B+E+F+H+L+K-L-N-O-P-Q
- 8) Mobilisierung: a) STOFFBILANZ = D-C+H+I und b)MASSENBILANZ = B-C+H+I+K
- 9) Immobilisierung: a)STOFFBILANZ = D+N und b)MASSENBILANZ = B-C+N+P



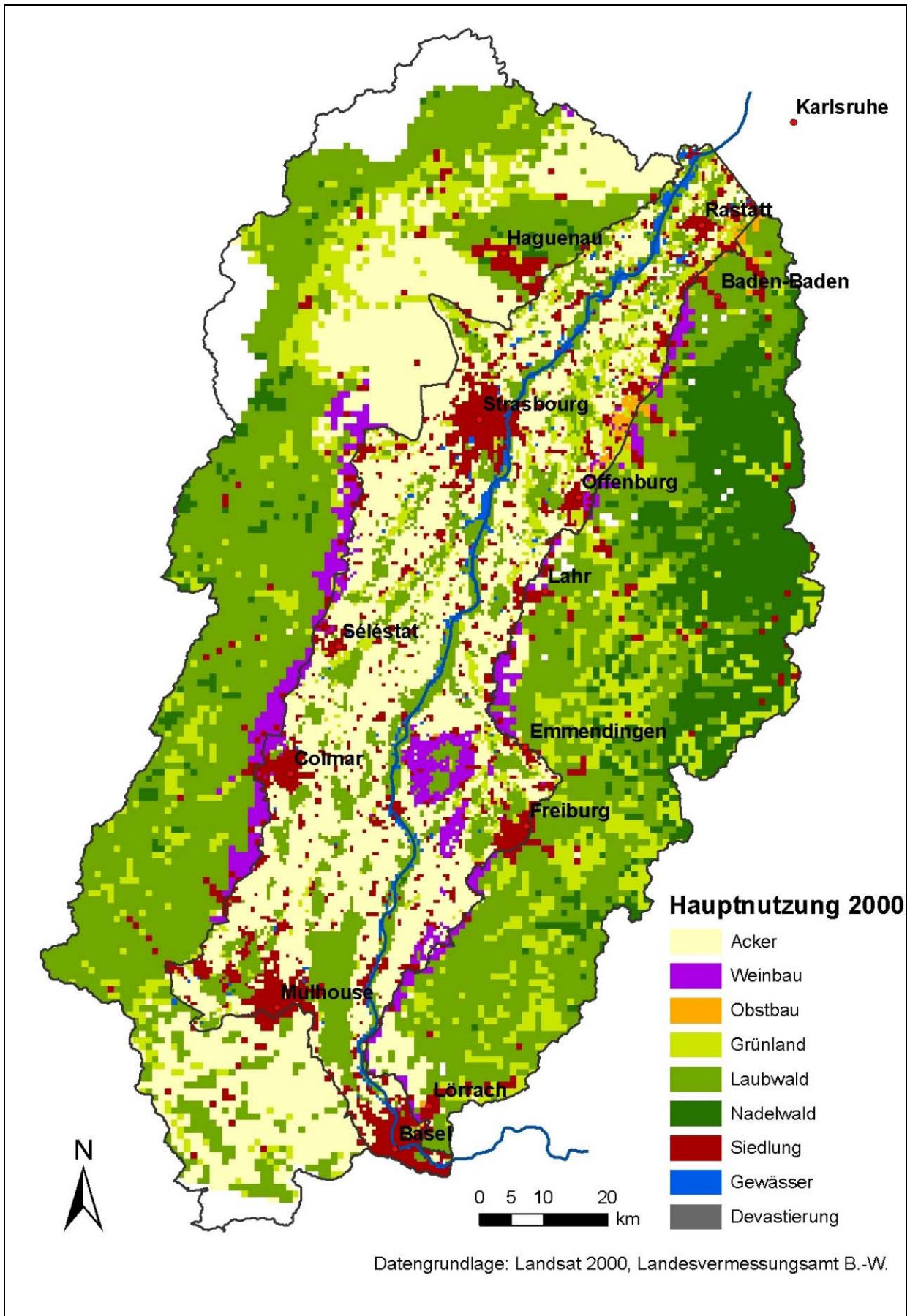
K1: Grenzen des Projektgebiets MoNit. Inneres Projektgebiet (Rheinebene), Äußeres Projektgebiet (Einzugsbereiche von Schwarzwald und Vogesen); (LUBW 2006a).

Landnutzung (Jahr 2000) Utilisation des terres (année 2000)

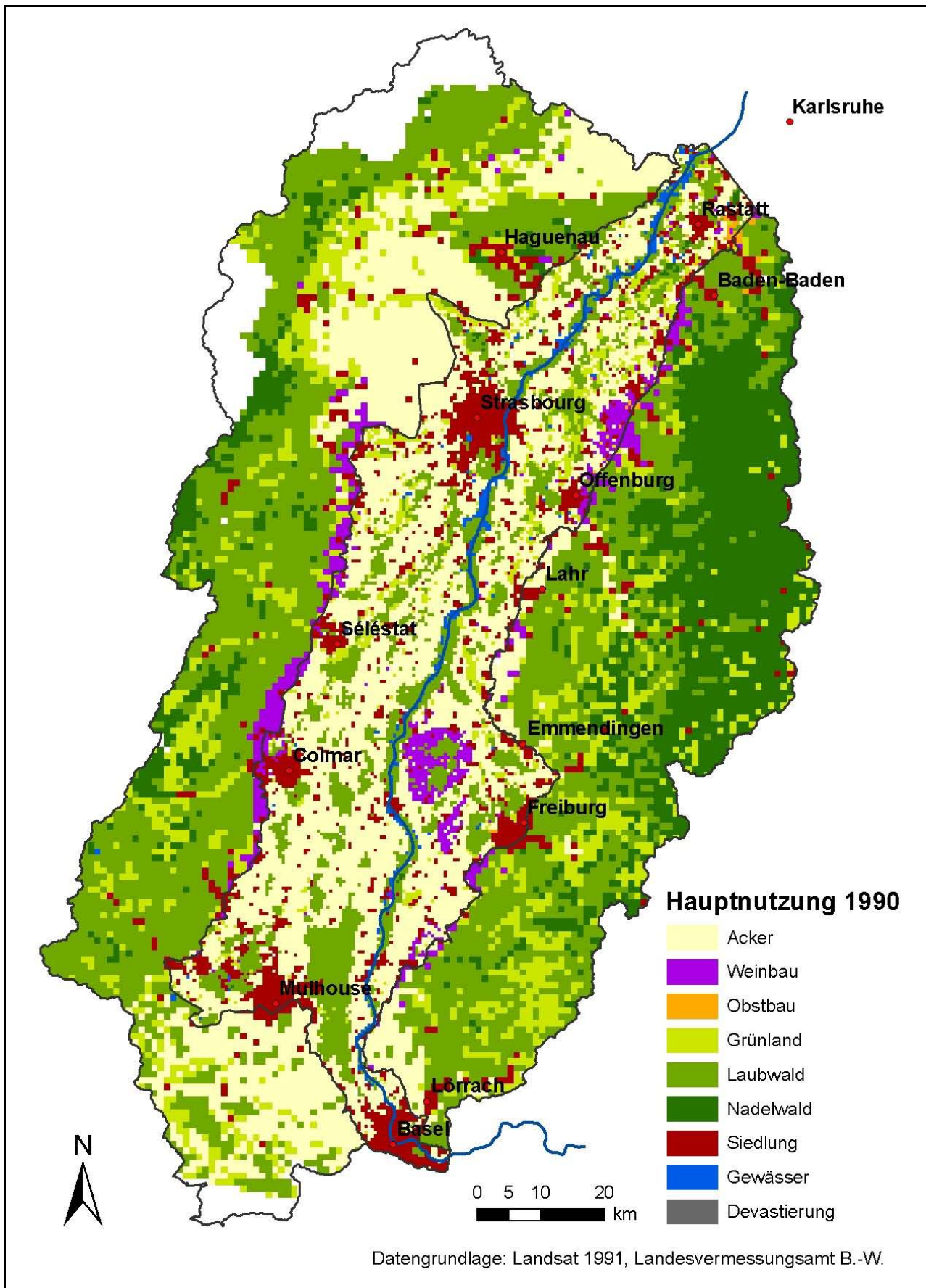


K2 Aggregierung der Landnutzungsdaten aus der Landsataufnahme 2000 zu den neun Hauptnutzungsformen im Modell STOFFBILANZ:

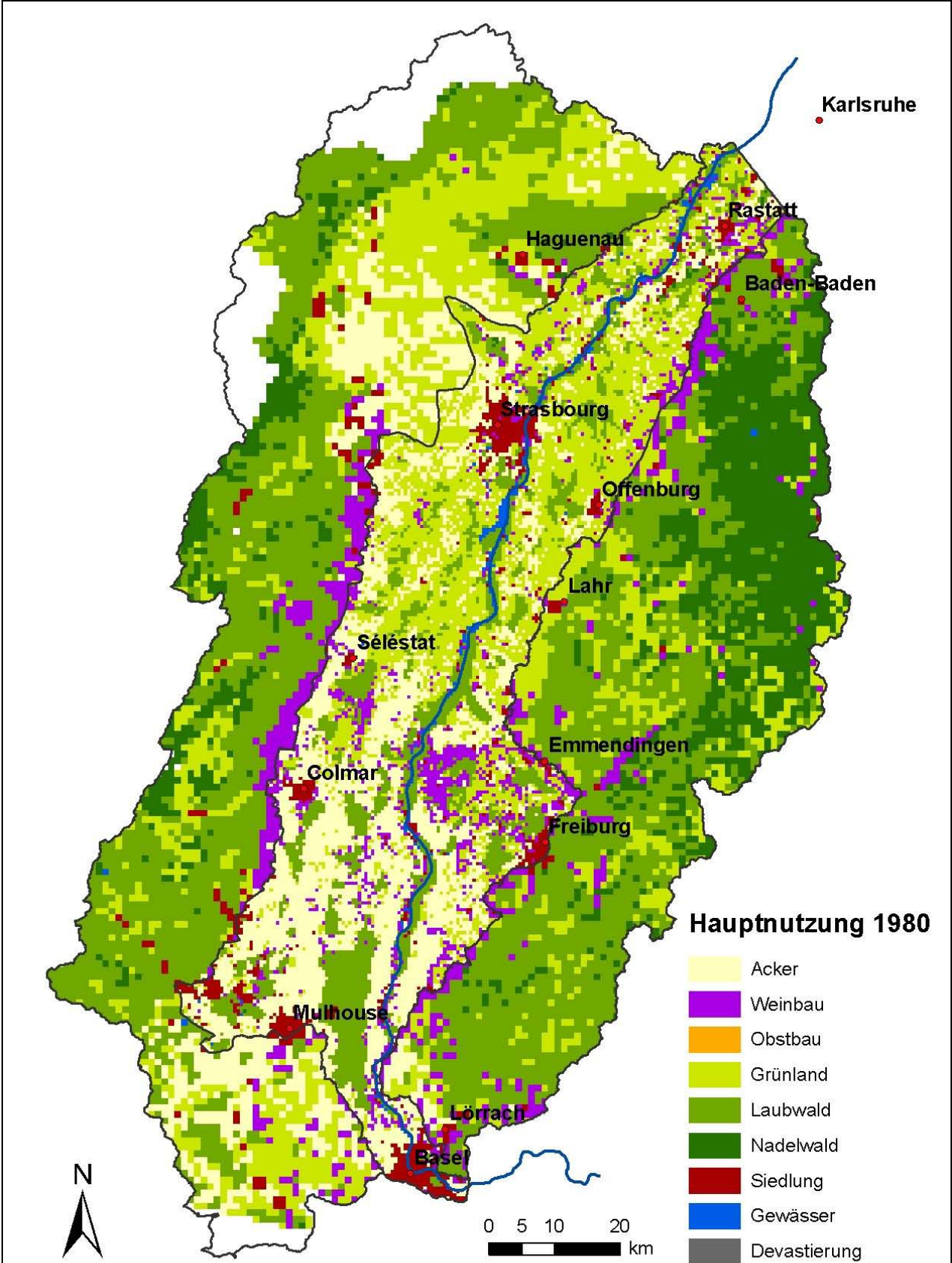
a) originaler Satellitenbilddatensatz (LandSAT 2000) im 30 x 30m²-Raster mit 16 Nutzungsklassen, b) räumlich auf 500 x 500m²- bzw. 1000 x 1000m²-Raster aggregierter Eingangsdatensatz für STOFFBILANZ mit neun Hauptnutzungsformen. Einige Daten am südlichen Rand fehlen, da dies die untere Grenze der Satellitenbilddatenaufnahme TM5 darstellt. Weitere Raster im Nordwesten wurden mit STOFFBILANZ nicht berechnet, da die notwendigen Bodendaten nicht vorliegen (LUBW 2005b).



K3 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 2000 im Modell STOFFBILANZ.

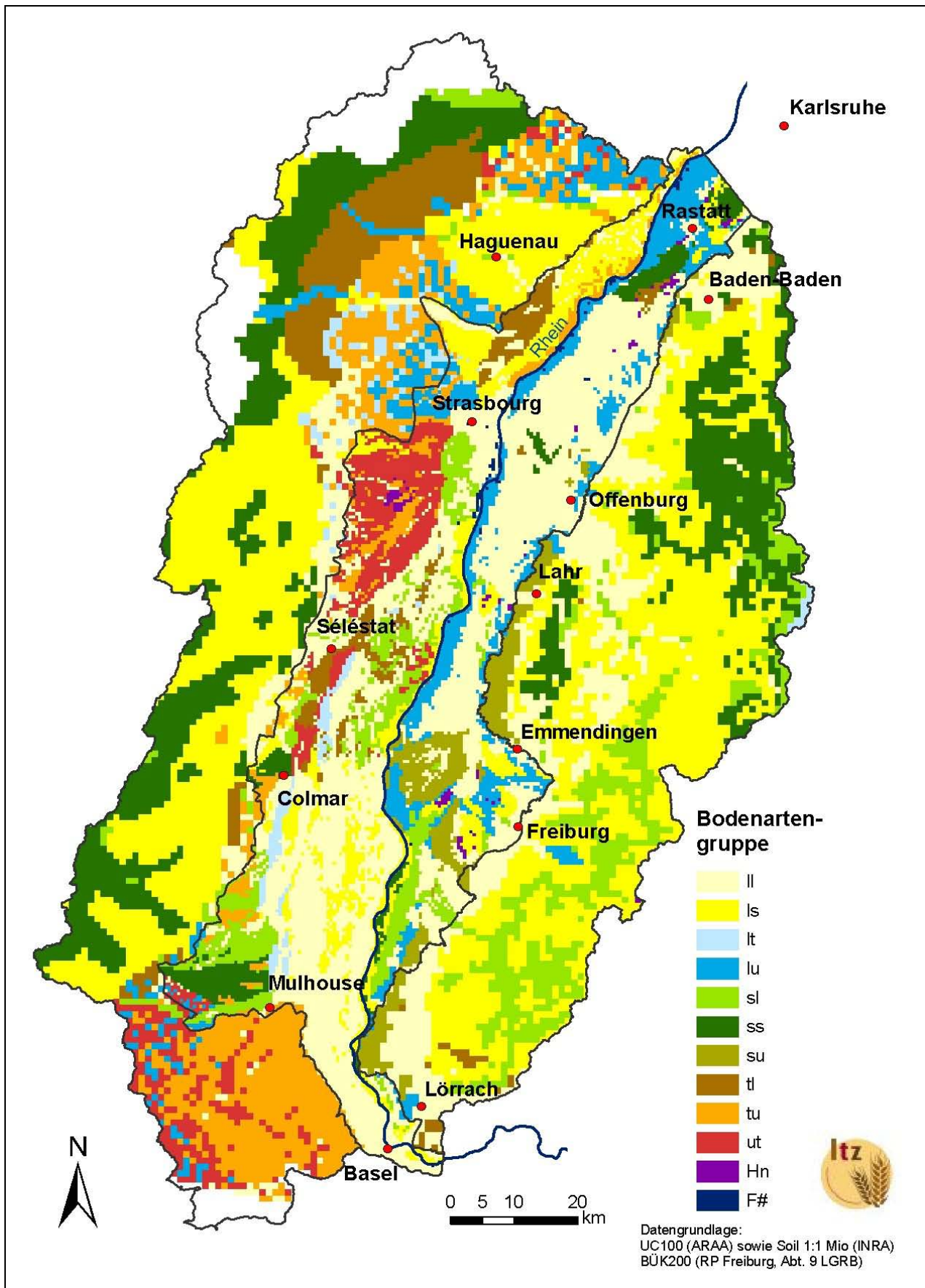


K4 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 1990 im Modell STOFFBILANZ.

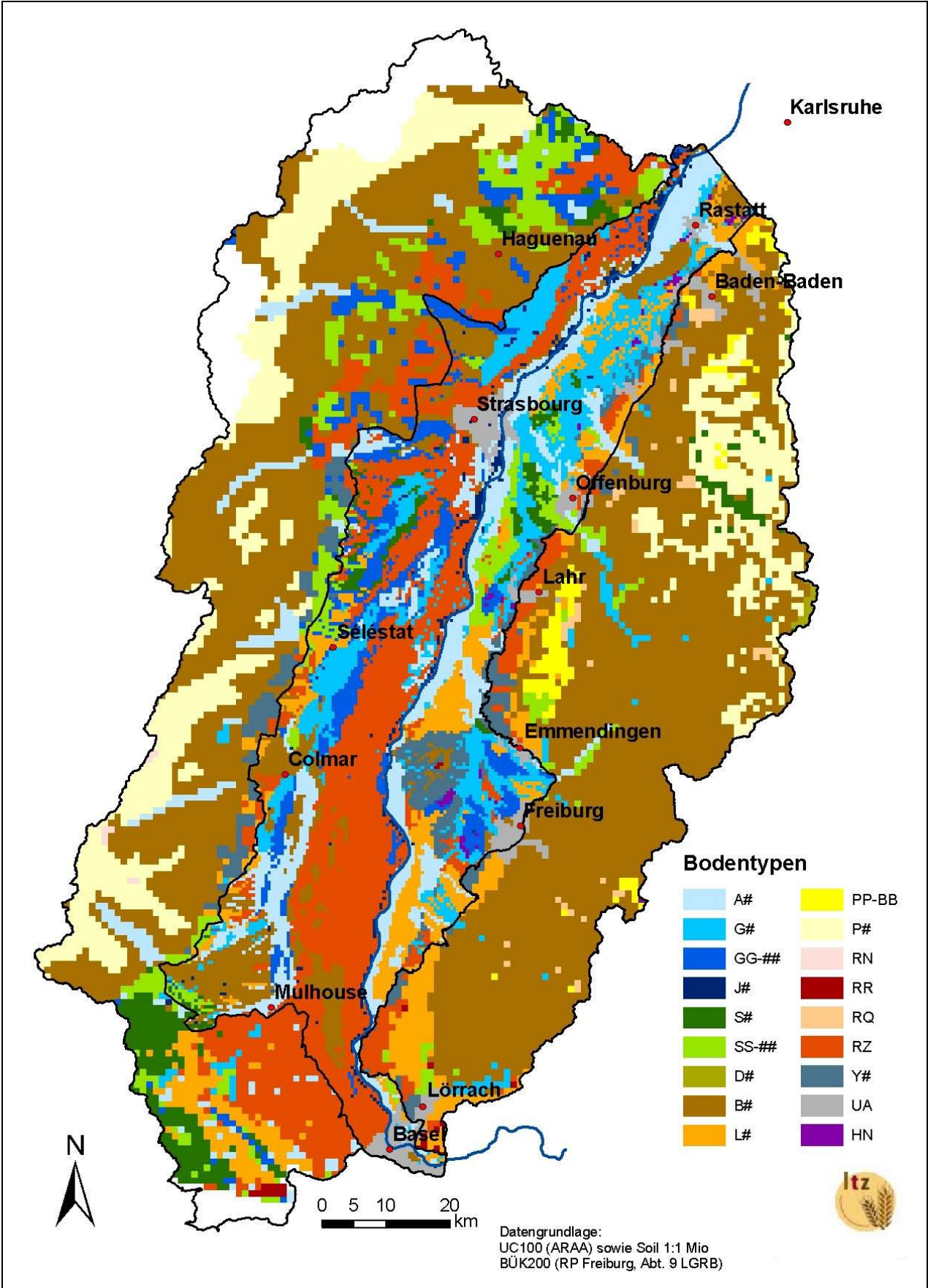


Datengrundlage: Landsat 1975, Landesvermessungsamt B.-W.

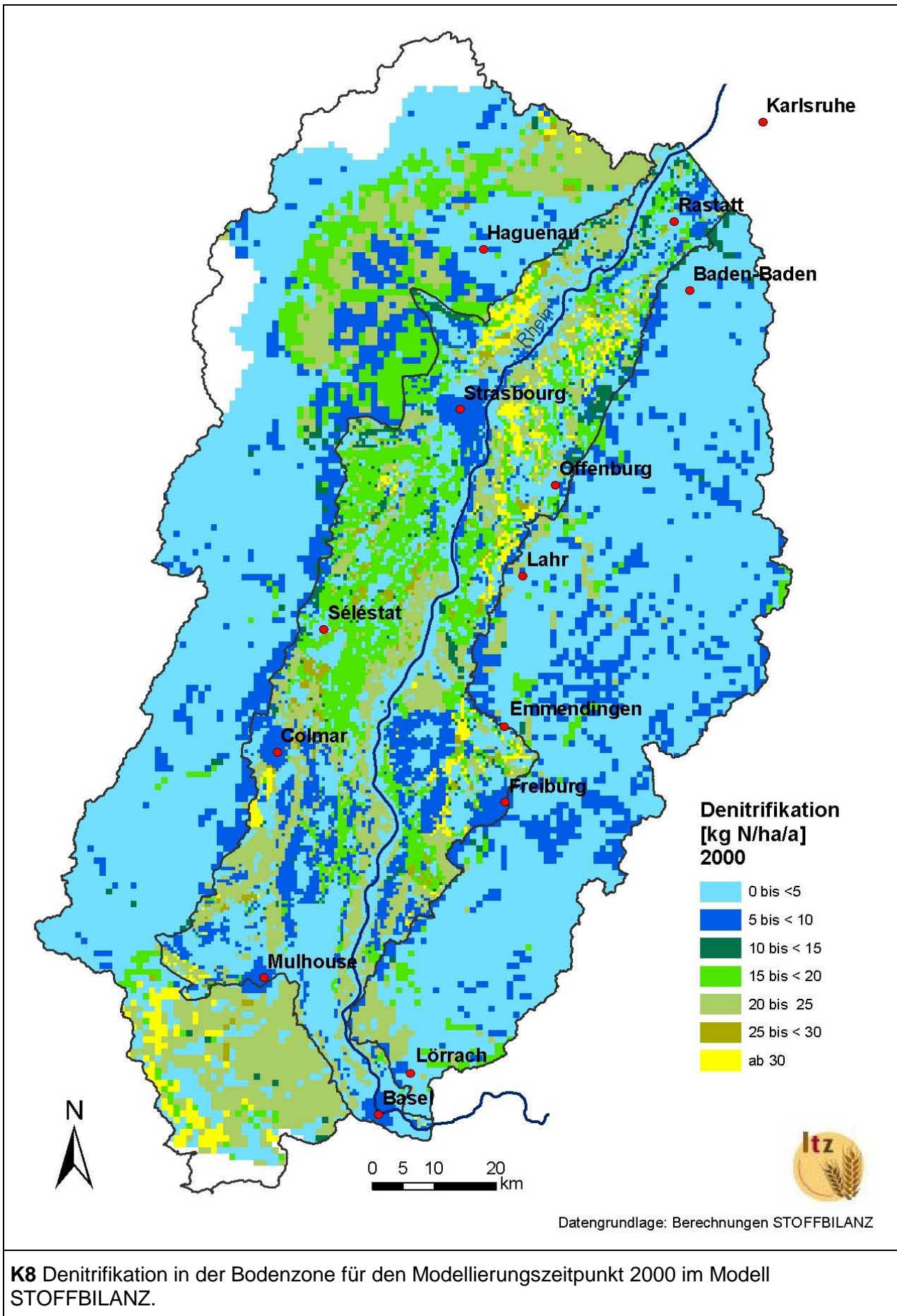
K5 Landnutzung für den Modellierungszeitpunkt 1980 im Modell STOFFBILANZ.

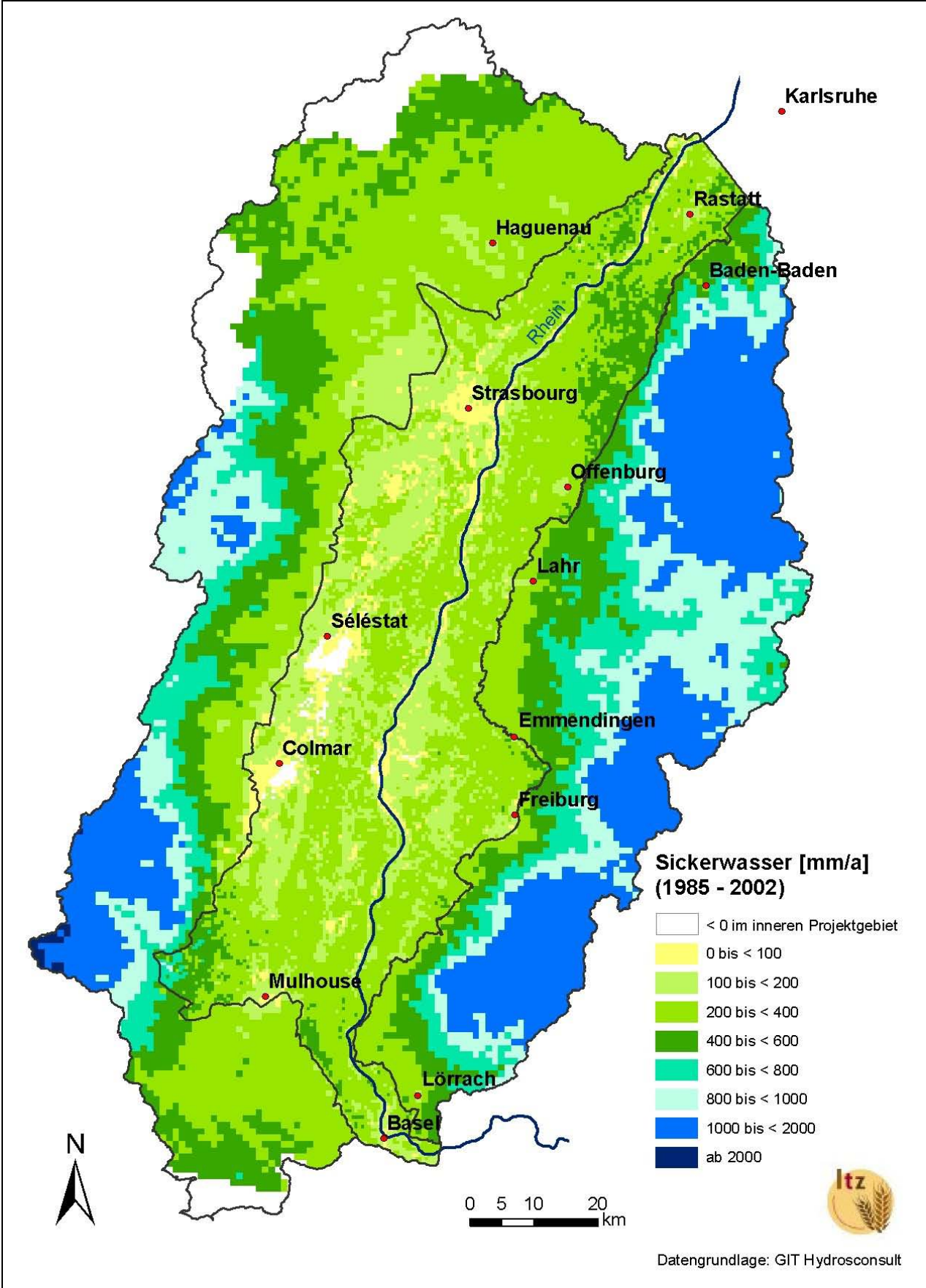


K6 Bodenartengruppen im Modell STOFFBILANZ. Legende siehe Tab. 16.



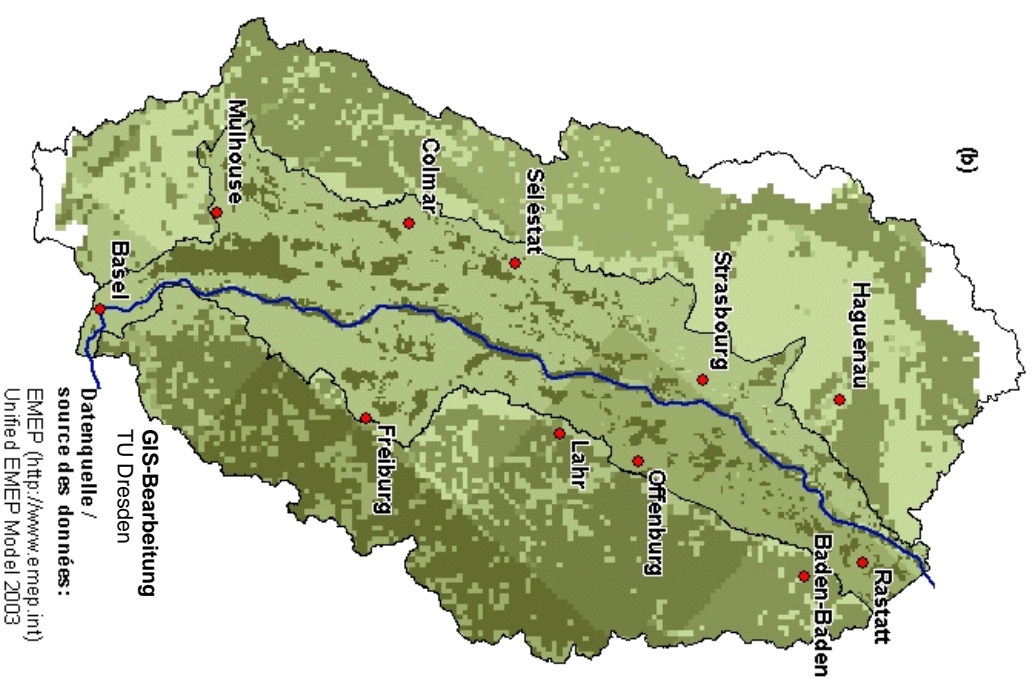
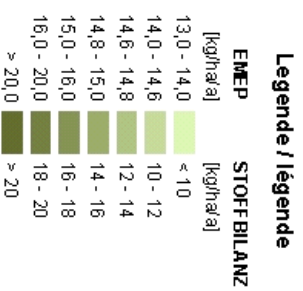
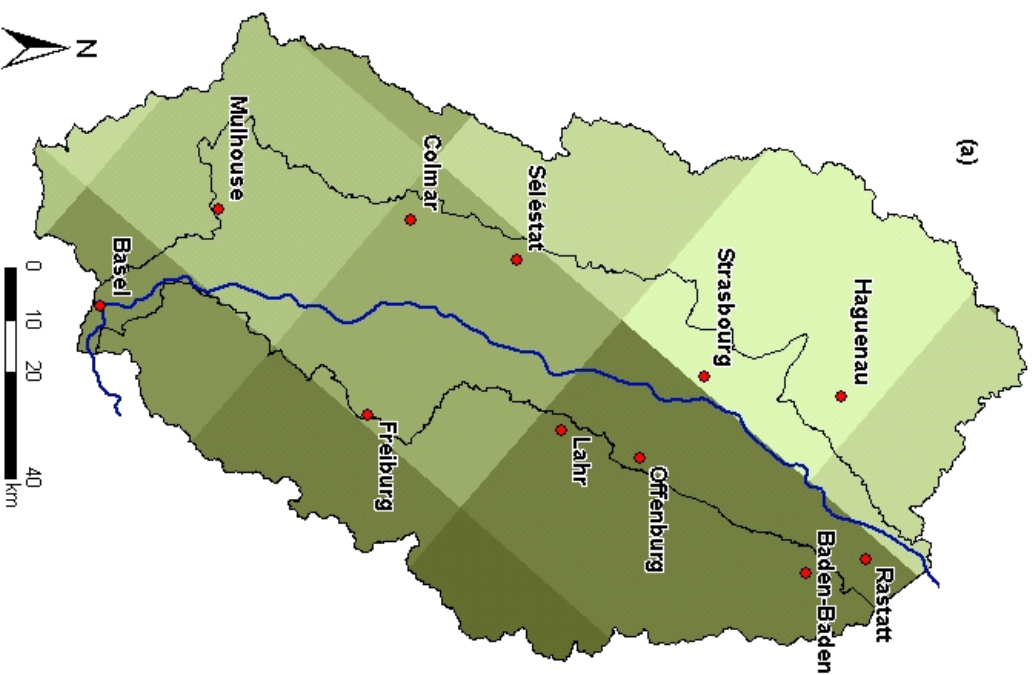
K7 Bodentypen im Modell STOFFBILANZ. Legende siehe Tab. 15.





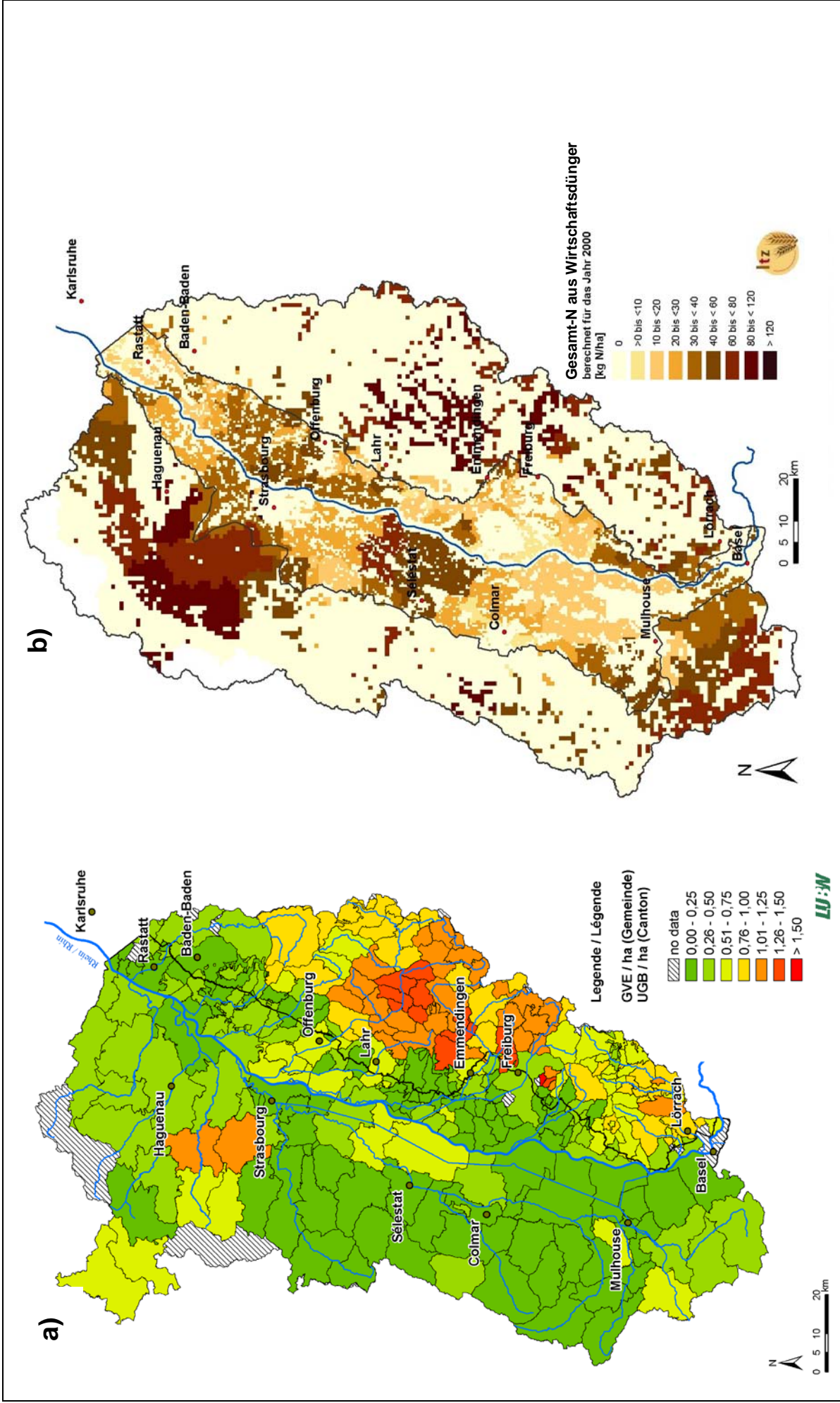
K9 Mittlere Sickerwassermenge 1985 – 2002 im Modell STOFFBILANZ.

Atmosphärische Deposition (Jahr 2000) Déposition atmosphérique (année 2000)

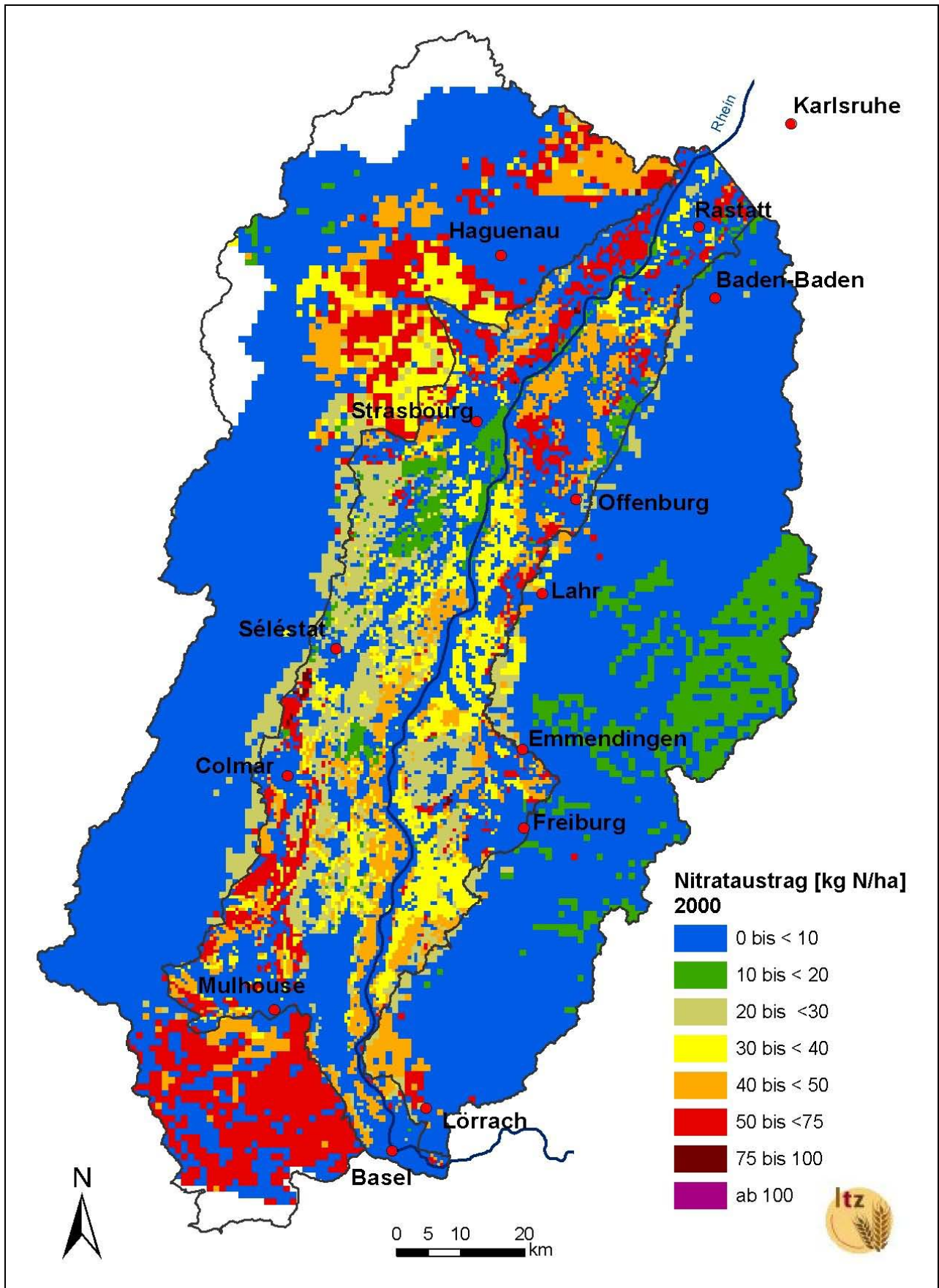


GIS-Bearbeitung
TU Dresden

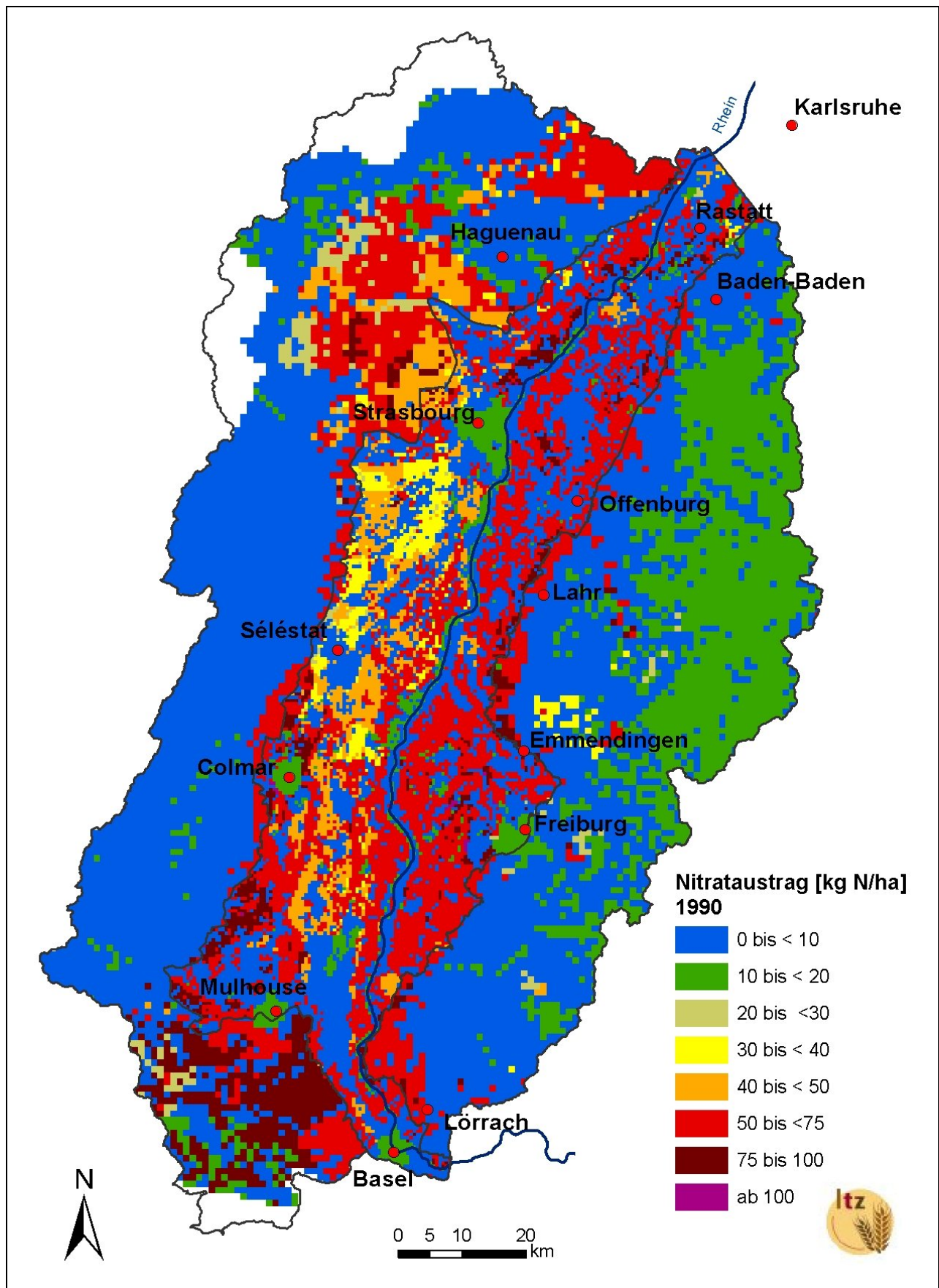
**Datenguelle /
source des données:**
EMEP (<http://www.emep.int>)
Unified EMEP Model 2003



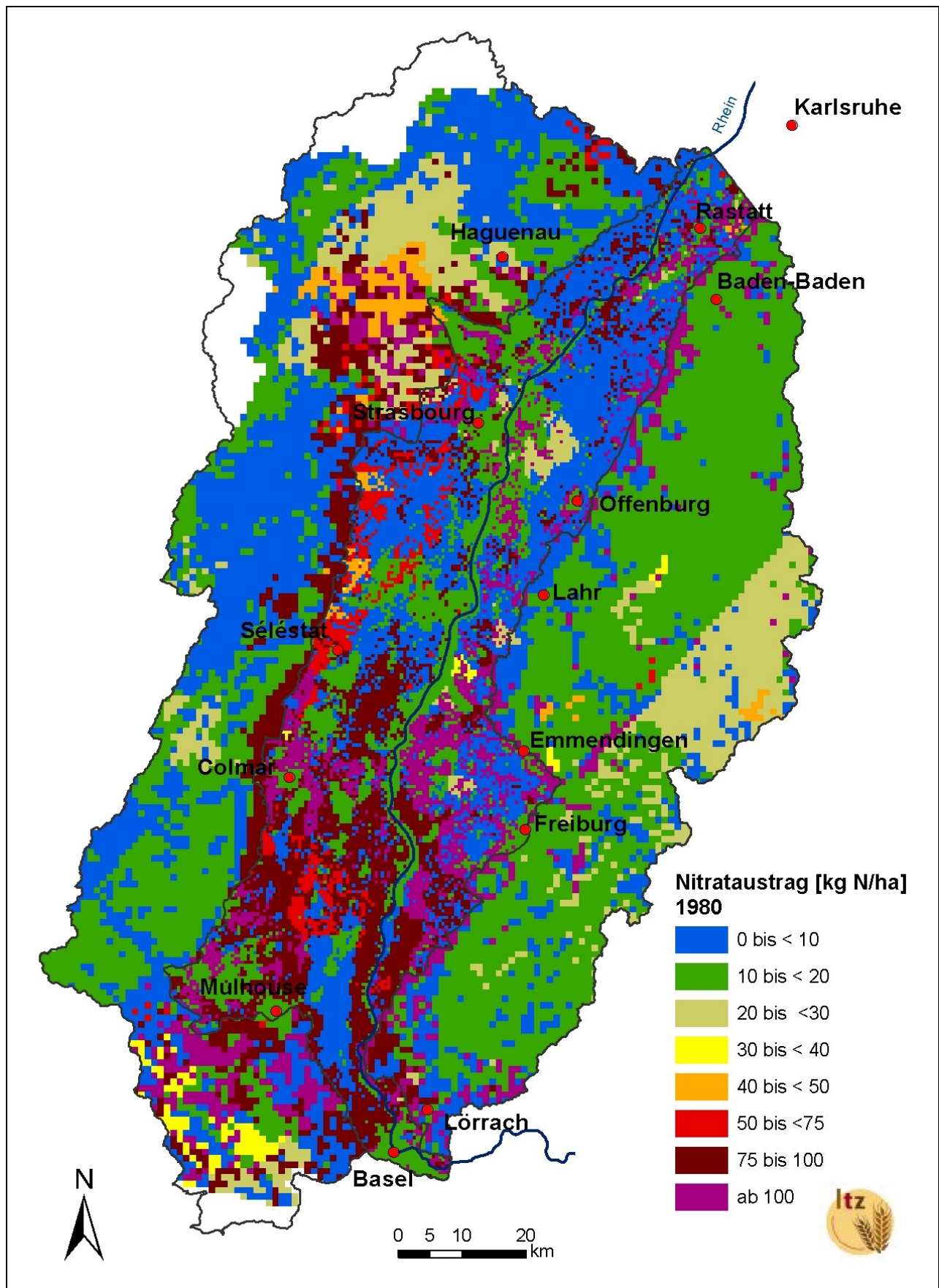
K11 a) Viehesatz in GV/ha LF für das Modellierungsjahr 2000 und b) Verteilung des Wirtschaftsdüngeranfalls auf die landwirtschaftliche Fläche im Modell STOFFBILANZ in kg N/ha (LUBW 2005b, verändert).



K12: N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkte 2000 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ.



K13: N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkt 1990 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ.

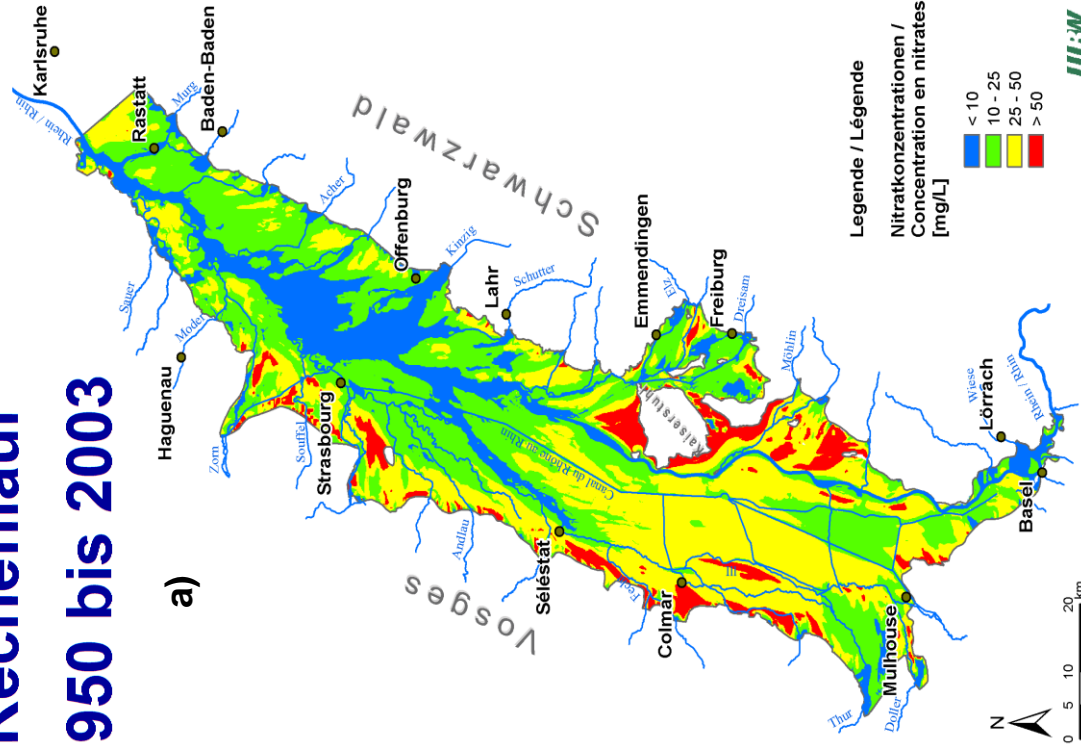


K14: N-Austragskarte für den Modellierungszeitpunkt 1980 berechnet mit dem Modell STOFFBILANZ.

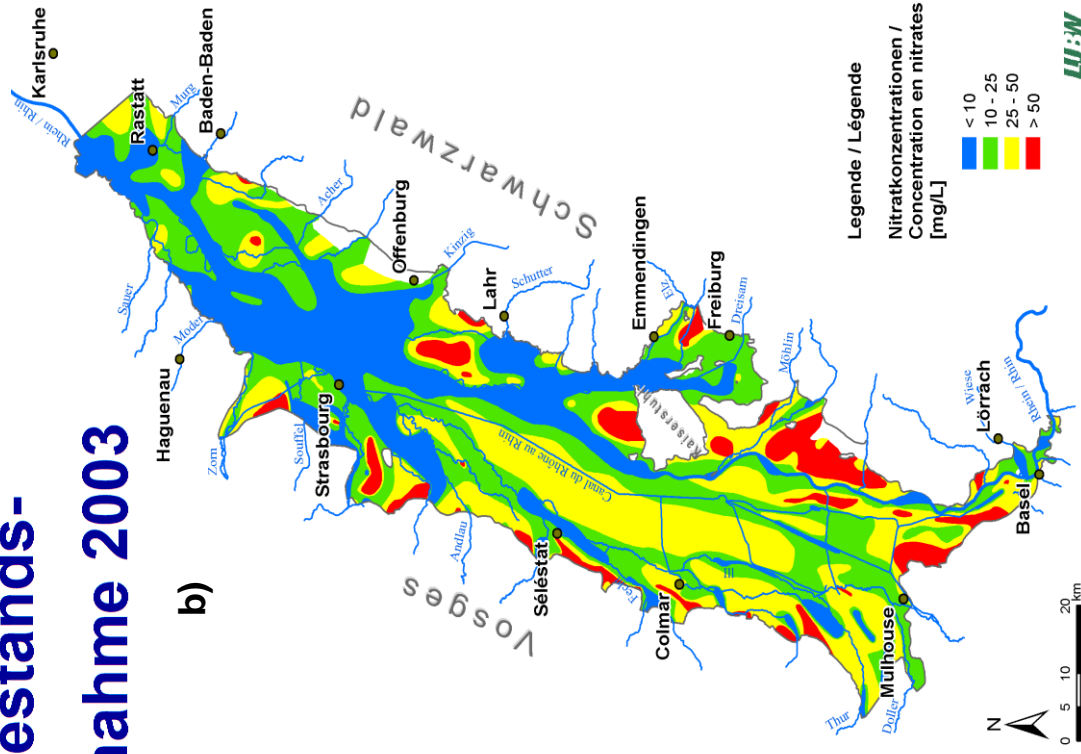
Rechenlauf 1950 bis 2003

Bestands- aufnahme 2003

a)



b)



K15: Nitratkonzentration im Grundwasser für das Jahr 2003: a) Modellberechnung für die Schicht 0-10m b) Regionalisierte Messwerte im Grundwasser der Bestandsaufnahme 2003 (LUBW 2006a, 69).

Lebenslauf

Name: Margarete Finck

Geburtsdatum: 15.12.1966

Geburtsort: Werneck (Lkr. Schweinfurt)

Familienstand: ledig

Berufstätigkeit:

seit 2007	Leiterin des Sachgebiets Wasserschutz am Landwirtschaftlichen Technologiezentrum Augustenberg (LTZ), Karlsruhe
2003 - 2006	Leiterin der Koordinierungsgruppe Wasserschutz an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg (LUFA), Karlsruhe
2001 - 2003	Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Bereich Wasserschutz an der LUFA Augustenberg
2001	Mitarbeiterin im Projekt „Umweltschonender Maisanbau“ am Institut für umweltgerechte Landbewirtschaftung (IfUL), Müllheim
1999 - 2000	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Umweltschutzamt der Stadt Freiburg. „Nachhaltiges Wasserwirtschaftskonzept“
1997 - 1998	Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsprojekt „Projecto Ecologia do Gran Pantanal“ des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Plön
1989 - 1990	Chemielaborantin am Wasserwirtschaftsamt Würzburg

Studium:

2001 - 2002	Universität Weimar: Berufsbegleitendes Aufbaustudium „Wasser und Umwelt“
1991 - 1997	Universität Freiburg: Studium der Biologie, Abschluss: Diplom-Biologin Hauptfach: Limnologie Nebenfächer: Geobotanik, Zoologie, Hydrologie
1996 - 1997	Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), Brasilien: einjähriger Auslandsaufenthalt zur Mitarbeit im „Projecto Ecologia do Gran Pantanal“ und Erstellung der Diplomarbeit: „Der Einfluß des Flutpulses auf die Nährstoffgehalte in Böden, Pflanzen und Gewässern des Überschwemmungsgebietes Pantanal von Mato Grosso“
1995	Eidgenössischen Technischen Hochschule (ETH) Zürich: 1 Auslandsemester Biologie
1990 - 1991	Gesamthochschule Kassel: Studium der Biologie

Studienbegleitende Tätigkeiten:	1997	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Geobotanik der Universität Freiburg
	1991 - 1992	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg
Berufsausbildung:	1983 - 1986	Chemielaborantin am Wasserwirtschaftsamt Würzburg
Schulbildung:	1986 - 1989	Allgemeine Hochschulreife am Bayernkolleg Schweinfurt
	1979 - 1983	Mittlere Reife an der Staatlichen Realschule Arnstein

Dank

Mein herzlicher Dank gilt allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben:

- Herrn Professor Dr. Karl Stahr, der ohne Zögern bereit war die Betreuung der Dissertation zu übernehmen und mich ganz außerordentlich unterstützt hat.
- Dem Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz (MLR) für die Zustimmung landeseigene Daten nutzen zu dürfen.
- Den Mitarbeitern der Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), die bei dem INTERREG III A-Projekt MoNit „Modellierung der Grundwasserbelastung mit Nitrat im Oberrheingraben“ Wesentliches für die Berechnung des N-Austrags mit dem Modell STOFFBILANZ beitrugen.
- Herrn Dr. Michael Gebel (TU Dresden), der konstruktiv an den verschiedenen Anpassungen des Modells STOFFBILANZ mitwirkte.
- Herrn Dr. Jost Grimm-Strele, der mir wertvolle Anregungen zur Strukturierung der Arbeit, insbesondere bei dem komplexen Thema der N-Modelle gegeben hat.
- Meiner Freundin Dorothee Niedzwetzki, die viel Geduld an den Tag gelegt und sorgfältig Korrektur gelesen hat.
- Meinen Eltern, die mir das nötige Durchhaltevermögen und das Bewusstsein, dass es für jedes Problem eine Lösung gibt, mit auf den Weg gegeben haben.
- Allen Kolleginnen und Kollegen, die mich dabei unterstützten in der Landwirtschaftsverwaltung Fuß zu fassen und mir seither ermöglichen meine agrarwissenschaftlichen Fachkenntnisse täglich zu erweitern.

HOHENHEIMER BODENKUNDLICHE HEFTE

- 1 LORENZ, G.: Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. Univ. Hohenheim (1992).
- 2 ITANNA, F.: Micro- and Macronutrient Distributions in Ethiopian Vertisol Landscapes. Univ. Hohenheim (1992).
- 3 RÜCKERT, E.: Naßbleichung und Tonzerstörung durch Ferrollysis in Stauwasserböden Baden-Württembergs? Univ. Hohenheim (1992).
- 4 SOMMER, M.: Musterbildung und Stofftransporte in Bodengesellschaften Baden-Württembergs. Univ. Hohenheim (1992).
- 5 REINFELDER, H.: Vergleichende Untersuchungen zur Prognose des Stickstoff-Düngebedarfs verschiedener Böden Baden-Württembergs. Univ. Hohenheim (1992).
- 6 BÜHLER, I.: Einfluß von Erdgas auf die mikrobielle Aktivität und Pflanzennährstoffe in Böden. Univ. Hohenheim (1992).
- 7 AQUINO-MOSCOSO, O.: Bodenwasserhaushalt unter Grünland in Oberschwaben. Univ. Hohenheim (1993).
- 8 GONG, Y.: Abschätzung des Bewässerungsbedarfs für landwirtschaftliche Nutzflächen in der Huabei-Ebene der VR China. Univ. Hohenheim (1993).
- 9 REBAFKA, F.-P.: Deficiency of phosphorus and molybdenum as major growth limiting factors of pearl millet and groundnut on an acid sandy soil in Niger, West Africa. Univ. Hohenheim (1993).
- 10 FECHTER, J.: The simulation of pearl millet (*Pennisetum glaucum* L.) growth under the environmental conditions of Southwest Niger, West Africa. Univ. Hohenheim (1993).
- 11 FRIEDEL, J.: Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. Univ. Hohenheim (1993).
- 12 GAISER, Th.: Bedeutung der organischen Bodensubstanz für Eigenschaften und Ertragfähigkeit von Vertisolen und Acrisolen in Süd-Benin. Univ. Hohenheim (1993).
- 13 KÜHNE, R. F.: Wasser- und Nährstoffhaushalt in Mais-Maniok-Anbausystemen mit und ohne Integration von Alleekulturen ("Alley cropping") in Süd-Benin. Univ. Hohenheim (1993).
- 14 HAMMEL, K.: Spannungsverteilung und Bodenverdichtung unter profilierten Reifen am Beispiel zweier Böden unter Grünland. Univ. Hohenheim (1993).
- 15 RÜCK, F.: Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Univ. Hohenheim (1993).

- 16 BRAUN, Ch.: Denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste einer Acker-Catena im Kraichgau (Baden-Württemberg). Univ. Hohenheim (1994).
- 17 SIEBE GRABACH, Ch.: Akkumulation, Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit städtischen Abwässern bewässerten Böden in Zentralmexiko. Univ. Hohenheim (1994).
- 18 VOGEL, H.-J.: Mikromorphologische Untersuchungen von Anschliff-Präparaten zur räumlichen Porengeometrie in Böden im Hinblick auf Transportprozesse. Univ. Hohenheim (1994).
- 19 MADER, Th.: Auswirkungen einer praxisüblichen Anwendung von Gardoprim (Terbuthylazin) auf mikrobielle und biochemische Stoffumsetzungen sowie sein Abbauverhalten im Feld- und Laborversuch. Univ. Hohenheim (1994).
- 20 STAHR, K., M. KLEBER, F. RÜCK, F. HÄDRICH und R. JAHN: - Böden puffern Umwelteinflüsse - Beispiele zum Stickstoffhaushalt und zur Verwitterungsintensität in Bodenlandschaften Baden-Württembergs. Univ. Hohenheim (1994).
- 21 HEGARNINGSIH, N.: Einfluß von VA-Mykorrhiza-Impfung, Gründüngung und Kalk auf die Ertragsleistung von Trockenreis (*Oryza sativa L.*) auf Acrisolen Indonesiens. Univ. Hohenheim (1994).
- 22 HAMMER, R.: Bodensequenzen und Standortseigenschaften im Südwest-Niger/ Westafrika. Univ. Hohenheim (1994).
- 23 JAHN, R.: Ausmaß äolischer Einträge in circumsaharischen Böden und ihre Auswirkungen auf Bodenentwicklung und Standortseigenschaften. Univ. Hohenheim (1995).
- 24 HEBEL, A.: Einfluß der organischen Substanz auf die räumliche und zeitliche Variabilität des Perlhirse-Wachstums auf Luvic Arenosolen des Sahel (Sadoré/Niger). Univ. Hohenheim (1995).
- 25 AKONDE, T. P.: Potential of Alley Cropping with *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit and *Cajanus cajan* (L.) Millsp. for Maize (*Zea mays L.*) and Cassava (*Manihot esculenta* Crantz) Production on an Acrisol in Benin Republic (West Africa). Univ. Hohenheim (1995).
- 26 KREBS, M.: Biogene Bodengefüge: Pflanzenartspezifische Oberboden-Mikrogefüge und Aspekte ihrer Entstehung. Univ. Hohenheim (1995).
- 27 WANG, S.: Verhalten von Schwermetallen in Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität in Abhängigkeit von ihren Konzentrationen. Univ. Hohenheim (1995).
- 28 CRAM, S.: Reduktion von Chromat (VI) in humosen Böden. Univ. Hohenheim (1995).
- 29 FRITZ, Chr.: Boden- und Standortsmuster in geomorphen Einheiten Süd-Benins (Westafrika). Univ. Tübingen und Univ. Hohenheim (1996).
- 30 STASCH, D.: Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried. Univ. Hohenheim (1996).

- 31 ZAUNER, G.: Schwermetallgehalte und -bindungsformen in Gesteinen und Böden aus südwestdeutschem Jura und Keuper. Univ. Hohenheim (1996).
- 32 LAHM, B.: Untersuchung der Sorption und Verlagerung von Terbutylazin an verschiedenen Böden. Univ. Hohenheim (1996).
- 33 ASIO, V.B.: Characteristics, Weathering, Formation and Degradation of Soils from Volcanic Rocks in Leyte, Philippines. Univ. Hohenheim (1996).
- 34 LEHMANN, A.E.H.: Charakterisierung von Wasser- und Stofftransport in verschieden strukturierten Böden Südwestdeutschlands. Univ. Hohenheim (1996).
- 35 EHRMANN, O.: Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften - Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. Univ. Hohenheim (1996).
- 36 HERRMANN, L.: Staubdeposition auf Böden West-Afrikas - Eigenschaften und Herkunftsgebiete der Stäube und ihr Einfluß auf Boden- und Standortseigenschaften. Univ. Hohenheim (1996).
- 37 BILLEN, N.: Standortsabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstillegung) von Äckern in Südwestdeutschland. Univ. Hohenheim (1996).
- 38 HONISCH, M.: Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Univ. Hohenheim (1996).
- 39 HOLLAND, K.: Stadtböden im Keuperbergland am Beispiel Stuttgarts. Univ. Hohenheim (1996).
- 40 STAHR, K. (Red.): Mikromorphologische Methoden in der Bodenkunde. Ergebnisse eines Workshops der DBG, Kommission VII, 9. - 11. Okt. 1995 an der Universität Hohenheim. Univ. Hohenheim (1997).
- 41 KLEBER, M.: Carbon exchange in humid grassland soils (Kohlenstoffumsatz in Böden eines feuchten Grünlandstandortes). Univ. Hohenheim (1997).
- 42 FIEDLER, S.: In-situ-Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft im württembergischen Alpenvorland. Univ. Hohenheim (1997).
- 43 HOMEVO-AGOSSA, A.C.: Bodenstickstoffumsatz und -N₂O-Freisetzung unter Grünland in Catenen des württembergischen Allgäus. Univ. Hohenheim (1997).
- 44 HARTMANN, I.: Die Ermittlung der Stickstoffdynamik nach Grünlandumbrüchen mit inversen numerischen Verfahren. Univ. Hohenheim (1998).
- 45 SCHMIDT, U.: Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltfaktoren auf Lachgas (N₂O)-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Lößböden. Univ. Hohenheim (1998).

- 46 YILMAZ, G.: Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. Univ. Hohenheim (1998).
- 47 HERRMANN, L. & K. STAHR (eds.): Environment and Soils of South-West Germany - Tour Guide Excursion B 6. 16th World Congress of Soil Science. Univ. Hohenheim (1998).
- 48 RAMSPERGER, B.: Einfluß von Staubdepositionen auf die ökologischen Eigenschaften der Böden in der semiariden bis subhumiden Pampa Argentiniens. Univ. Hohenheim (1999).
- 49 SCHNEIDER, K.: Verfügbarkeit von Phosphor in Waldböden und Bedeutung für die Ernährung von *Quercus pyrenaica* Willd. in der Sierra de Gata, W-Spanien. Univ. Hohenheim (1999).
- 50 HACK, J.: N₂O-Emissionen und denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste landwirtschaftlich genutzter Böden im Elsaß unter Berücksichtigung von Boden- und Witterungsfaktoren sowie der nitratreduzierenden und nitrifizierenden Mikroflora. Univ. Hohenheim (1999).
- 51 MICKLEY, W.: Stoffhaushalt - insbesondere Stickstoffumsatz in Boden-Catenen des Westallgäuer Jungmoränen-Hügellandes unter Grünlandnutzung. Univ. Hohenheim (1999).
- 52 GLATZEL, S.: The greenhouse gas exchange of grassland agroecosystems (Umsatz klimarelevanter Gase in Agrar-Ökosystemen unter Grünland). Univ. Hohenheim (1999).
- 53 TURYABAHIKA, F. R.: Regionalisierung der Stickstoffmineralisierung - dargestellt am Beispiel einer Lößlandschaft des Kraichgaus unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. Univ. Berlin und Univ. Hohenheim (1999).
- 54 GRAEF, F.: Evaluation of agricultural potentials in Semi-arid SW-Niger - a soil and terrain (NiSOTER) study. Bewertung landwirtschaftlicher Potentiale im semi-ariden SW-Niger - eine standortkundliche Untersuchung (NiSOTER). Univ. Hohenheim (1999).
- 55 HALM, D.: Soil water balance in the semiarid Northeast of Brazil – characterisation, simulation, evaluation, and comparison of hydrological properties and processes in representative soils of the Picos region, Piauí. Univ. Tübingen und Univ. Hohenheim (2000).
- 56 BARETH, G.: Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft – Regionale Darstellung und Abschätzung unter Nutzung von GIS am Beispiel des württembergischen Allgäus. Univ. Hohenheim (2000).
- 57 LANG, F.: Molybdän-Mobilität und –Mobilisierbarkeit auf sauren Waldstandorten: Prozesse und Einflussfaktoren. Univ. Hohenheim (2000).
- 58 IGUÉ, A. M.: The Use of a Soil and Terrain Database for Land Evaluation Procedures – Case Study of Central Benin. Univ. Hohenheim (2000).

- 59 HEINCKE, M.: Effects of Soil Solution on Nitrous Oxide Emissions. Univ. Hohenheim (2001).
- 60 KALLIS, P.: Tertiäre Bodenbildung am nördlichen Rand des südwestdeutschen Molassebeckens (Schwäbische Ostalb). Univ. Hohenheim (2001).
- 61 GABEL, D.: Einfluß der Bodenbewirtschaftung des Ökologischen Landbaus auf die Stickstoff-Dynamik während der Umstellungsphase. Univ. Hohenheim (2001).
- 62 LORENZ, K.: The role of microorganisms and organic matter quality for nutrient mineralization and carbon composition of organic layers in forests as influenced by site properties and soil management. Univ. Hohenheim (2001).
- 63 SOMMER, M.; O. EHRMANN; J. K. FRIEDEL; K. MARTIN; T. VOLLMER & G. TURIAN: Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Univ. Hohenheim (2002).
- 64 DE BARROS, I.: Soil related limitation to crop production in the semiarid northeast of Brazil: Identification and Modeling. Univ. Hohenheim (2002).
- 65 KUZYAKOV, Y.: Kreislauf niedermolekularer organischer Substanzen in Böden – Tracerstudien und Theorie. Univ. Hohenheim (2002).
- 66 SOMMER, M: Biogeochemie bewaldeter Einzugsgebiete und ihr pedogenetischer Kontext. Univ. Hohenheim (2002).
- 67 WELLER, U.: Land Evaluation and Land Use Planning for Southern Benin (West Africa) – BENSOTER. Univ. Hohenheim (2002).
- 68 LANGE, F-M.: Wasserbilanzen natürlicher und landwirtschaftlich genutzter Standorte in der Region Picos/Piauí (Brasilien). Univ. Hohenheim (2003).
- 69 DOMANSKI, G.: The Contribution of Different Sources to the Total CO₂ Emission from Soils. Univ. Hohenheim (2003)
- 70 THIERFELDER, C.: Soil Crusting and Sealing in Cropping Systems of the Colombian Andes. Univ. Hohenheim (2003)
- 71 ADAM-SCHUMM, K.: Bodenatmung im regionalen Zusammenhang am Beispiel des Westallgäuer Hügellands – Erfassung, Steuerung und Bewertung. Univ. Hohenheim (2004)
- 72 JUNGKUNST, H.: Black Forest Soils – Sources and Sinks of CH₄ and N₂O. Univ. Hohenheim (2004)

- 73 USMAN, A. R. A.: Soil reclamation and conservation: Evaluation of several additives for remediation and quality improvement of soil. Univ. Hohenheim (2005)
- 74 SCHOLICH, G.: Regionalisierung von Bodenvariablen auf Landschaftsebene (Mesoskala) (am Beispiel von Pararendzina aus Löß in der Oberrheinischen Vorbergzone). Univ. Hohenheim (2005)
- 75 MACK, U. D.: Bodenwasserhaushalt und Nitratauswaschung unter bewässertem Getreide- und Gemüseanbau in der Nordchinesischen Tiefebene. Univ. Hohenheim (2005)
- 76 JIJO, T. E.: Land preparation methods and soil quality of a Vertisol area in the central highlands of Ethiopia. Univ. Hohenheim (2005)
- 77 INTHASAN, J.: Responses of Litchi Trees (*Litchi chinensis* Sonn.) to chemical and organic fertilizers including soil amendments such as fly ash and dolomite in the Northern Thai Highlands. Univ. Hohenheim (2006)
- 78 MOUNKAILA, M.: Spectral and mineralogical properties of potential dust sources on a transect from the Bodélé Depression (Central Sahara) to the Lake Chad in the Sahel. Univ. Hohenheim (2006)
- 79 HOELL, B.: Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt anthropogen beeinflusster Niedermoore des Donaurieds. Univ. Hohenheim (2007)
- 80 SPOHRER, K.: The water regime in a lychee orchard of Northern Thailand. Identification of model parameters for water balance modelling. Univ. Hohenheim (2007)
- 81 MAURER, T.: Wind erosion and mineral dust emission potentials of Sahelian soil surfaces. Univ. Hohenheim (2007)
- 82 CHEN, H.: Evaluation of carbon sequestration potential in agricultural soils in Baden-Württemberg, South West Germany. Univ. Hohenheim (2007)
- 83 BLUME, H.-P., STAHR, K.: Zur Geschichte der Bodenkunde. Univ. Hohenheim (2007)
- 84 WERTH, M.: Contributions of roots, rhizodesposits, and soil organic matter to CO₂ efflux from maize rhizosphere as revealed by ¹³C and ¹⁴C tracer methods. Univ. Hohenheim (2007)
- 85 NYAGATARE, G.: Effects of soil water regime on spatial and temporal distribution of CO₂, NH₄, N₂O and DOC in the soil pore volume. Case study of a Calcaric Gleysol in the Southwest of Germany. Univ. Hohenheim (2008)
- 86 LEHMANN, A., DAVID, S., STAHR, K.: TUSEC-Bilingual-Edition: Eine Methode zur Bewertung natürlicher und anthropogener Böden. Univ. Hohenheim (2008)
- 87 LAMERS, M.: Nitrous oxide emissions from mineral and organic hillslope soils of a temperate spruce forest ecosystem: Measurement and modelling. Univ. Hohenheim (2008)

- 88 SCHÜLLI-MAURER, I.: Bodenentwicklung in Süd-Norwegen in Abhängigkeit von Alter und Ausgangsgestein. Univ. Hohenheim (2008)
- 89 SCHULER, U.: Towards regionalisation of soils in Northern Thailand and consequences for mapping approaches and upscaling procedures. Univ. Hohenheim (2008)
- 90 GHRAIR, A. M.: Immobilization of heavy metals in soil by amendment of nanoparticulate zeolitic tuff. Univ. Hohenheim (2009)
- 91 BISCHOFF, W.-A.: Development and applications of the self-integrating accumulators: A method to quantify the leaching losses of environmentally relevant substances. Univ. Hohenheim (2009)
- 92 KAHL, G.: Lateral water flow and solute transport in a sloped soil in Northern Thailand: Measurement and Simulation. Univ. Hohenheim (2009)
- 93 WAGNER, S.: Soil (Chrono-) Sequences on Marine Terraces. Pedogenesis in two coastal areas of Basilicata and Agrigent, Southern Italy. Univ. Hohenheim (2009)
- 94 RUMBAUR, Ch.: Regionale Risikoabschätzung der Nitratauswaschung in der Nordchinesischen Tiefebene in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität. Univ. Hohenheim. (2010)
- 95 TEDLA ARAYA, H.: The effect of compost on soil fertility enhancement and yield increment under smallholder farming – a case of tahtai maichew district – Tigray region, Ethiopia. Univ. Hohenheim. (2010)
- 96 FINCK, M.: Modellierung des N-Austrags unter Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse. Univ. Hohenheim. (2010)

Dissertationen und Habilarbeiten aus dem Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim aus den Jahren 1975 - 1992 sind noch in begrenztem Umfang lieferbar bzw. können hiervon Kopien angefordert werden. Eine Liste befindet sich jeweils am Schluss in den **HOHENHEIMER BODENKUNDLICHEN HEFTEN** Nr. 1 - 50.
