





Nitratherkunft im Bodenwasser und Grundwasser

 INTERREG III A-Projekt MoNit "Modellierung der Grundwasserbelastung
durch Nitrat im Oberrheingraben"


Origine des nitrates dans l'eau du sol et les eaux souterraines

 INTERREG III A : MoNit "Modélisation de la pollution des eaux souterraines
par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur"



Ce projet est cofinancé
par l'Union Européenne
Dieses Projekt wird von der
Europäischen Union kofinanziert



Kanton Basel-Landschaft 



Baden-Württemberg

Nitratherkunft im Bodenwasser und Grundwasser



INTERREG III A-Projekt MoNit "Modellierung der Grundwasserbelastung
durch Nitrat im Oberrheingraben"

Origine des nitrates dans l'eau du sol et les eaux souterraines



Projet d'INTERREG III A MoNit « Modélisation de la pollution des eaux souterraines
par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur »

HERAUSGEBER / PUBLICATION	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG / RÉALISATION	Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
REDAKTION / RÉDACTION	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Referat 42 – Grundwasser, Baggerseen
GEFÖRDERT DURCH COFINANCIÉ PAR	EU - INTERREG III A Programme Oberrhein Mitte-Süd und PAMINA / UE - Programmes INTERREG III A Rhin Supérieur Centre-Sud et PAMINA
BEZUG / DISTRIBUTION	Die Broschüre ist kostenlos erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LUBW <i>La brochure est gratuite et peut être demandée auprès du distributeur de la LUBW</i> JVA Mannheim -Druckerei, Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim Telefax 0621/398-370, bibliothek@lubw.bwl.de/
STAND / ETAT	Juli 2006, 1. Auflage / <i>Juillet 2006, 1ère édition</i>
BILDNACHWEIS / RÉFÉRENCE D'IMAGE	Titelbild / <i>Image de couverture</i> Reiner Steinmetz, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Reproduction – même partielle – autorisée seulement avec mention de l'origine et mise à disposition des exemplaires justifiés.

FINANZPARTNER / COFINANCEURS

Europäische Union – Gemeinschaftsinitiative INTERREG III A
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Région Alsace
Agence de l'eau Rhin-Meuse
Bureau de Recherches Géologiques et Minières
Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
Regierungspräsidium Freiburg - Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg
Kanton Basel-Stadt
Kanton Basel-Landschaft
Schweizer Eidgenossenschaft

PROJEKTRÄGER / MAÎTRE D'OUVRAGE

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

1 Inhaltsverzeichnis

Sommaire

1	EINLEITUNG INTRODUCTION	9
1.1	Allgemeines <i>Generalités</i>	9
1.2	Untersuchungsgebiet <i>Zone d'étude</i>	12
1.3	Untersuchungskonzept <i>Concept de recherche</i>	13
2	METHODEN MÉTHODES	15
2.1	Standorte und Probennahme Bodenwasser <i>Sites et prélèvements de l'eau du sol</i>	15
2.1.1	Untersuchungskonzept und Auswahl der Untersuchungsstandorte <i>Concept de recherche et choix des sites</i>	15
2.1.2	Beschreibung der Untersuchungsstandorte <i>Description des sites étudiés</i>	17
2.1.3	Bodenwasserprobenahme mittels Saugkerzen und Saugplatten <i>Prélèvement d'eau du sol à l'aide de bougies et de plaques poreuses</i>	31
2.2	Messstellen von Grund- und Oberflächenwasser <i>Stations de mesures des eaux souterraines et superficielles</i>	32
2.3	Laboranalytik <i>Analyses au laboratoire</i>	33
2.3.1	Bestimmung des mineralisierten Stickstoffs (nmin) nach Scharpf <i>Détermination de l'azote mineralise (nmin) d'après Scharpf</i>	33
2.3.2	Infiltrationskapazität <i>Capacité d'infiltration</i>	33
2.3.3	Mikrobielle Bodenrespiration <i>Respiration Microbienne</i>	34
2.3.4	Korngrößenbestimmung <i>Analyse granulométrique</i>	36
2.3.5	Porenvolumen und Lagerungsdichte <i>Porosité et densité apparente</i>	37
2.3.6	Gehalt an elementarem Kohlenstoff und Stickstoff <i>Teneur en carbone et en azote elementaires</i>	38
2.3.7	Kalk- und Dolomitgehalt <i>Teneur en calcaire et en dolomie</i>	38
2.3.8	Bestimmung des Ionengehaltes im Bodenwasser <i>Détermination des teneurs en ions dans l'eau du sol</i>	39
2.3.9	Isotopenanalytik <i>Analyse des isotopes</i>	39
2.3.9.1	Grundlagen zu Nitratisotopen <i>Bases sur les isotopes des nitrates</i>	39
2.3.9.2	Bestimmung der Isotopenverhältnisse <i>Détermination des compositions isotopiques</i>	42

2.3.10	Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung <i>Données sur l'utilisation agricole des sites cultivés</i>	42
2.4	Das Boden-Pflanzen-Interaktionsmodell STICS <i>Le modèle interaction sol-plantes STICS</i>	43
2.4.1	Simulation der einzelnen Kulturen <i>Simulation d'une culture</i>	44
2.5	Nitrattransportmodellierung <i>Modélisation du transport des nitrates</i>	47
2.5.1	Einleitung <i>Introduction</i>	47
2.5.2	Grundwassermodellierung <i>Modélisation des eaux souterraines</i>	48
2.5.3	Einzugsgebietsmodellierung <i>Modélisation du bassin versant</i>	49
2.5.4	Grundwasserneubildung <i>Recharge de la nappe</i>	51
2.5.5	Klassifizierung des Nitrateintrags <i>Classement des apports en nitrates</i>	52
3	RESULTATE RÉSULTATS	55
3.1	Ergebnisse der Bodenwasserproben <i>Résultats sur les prélèvements d'eau de sol</i>	55
3.1.1	Allgemeine Beobachtungen des Nitratverlaufes bei den Standorten in der Schweiz <i>Classement des apports en nitrates</i>	55
3.1.2	Detailbeobachtungen des Verlaufes des Nitratgehaltes <i>Observations détaillées de l'évolution des teneurs en nitrates</i>	60
3.1.3	Vergleich mit den Nitratkonzentrationen der Standorte in Deutschland <i>Comparaison avec les concentrations en nitrates des sites en Allemagne</i>	65
3.1.4	Vergleich mit den Nitratkonzentrationen der Standorte in Frankreich <i>Comparaison avec les concentrations en nitrates des sites en France</i>	68
3.2	Isotopenzusammensetzung des Bodenwassers <i>Composition isotopique de l'eau du sol</i>	71
3.3	Transport des Nitrats von der Bodenoberfläche bis in 2 m Tiefe <i>Transfert des nitrates de la surface du sol à 2 m de profondeur</i>	74
3.3.1	Klimatische Verhältnisse an den schweizerischen Standorten <i>Conditions climatiques au niveau des sites suisses</i>	74
3.3.2	Berechnung der Nitratverlagerung <i>Calcul du transfert des nitrates</i>	76
3.4	Modellierung der Nitratauswaschung mit STICS <i>Modélisation du lessivage des nitrates avec STICS</i>	76
3.4.1	Simulation einzelner Standorte <i>Simulation de certains sites</i>	77

3.5	Ergebnisse der Grundwasserproben <i>Résultats des prélèvements d'eau souterraine</i>	82
3.5.1	Nitratkonzentrationen im Grundwasser <i>Concentrations en nitrates dans l'eau souterraine</i>	82
3.5.2	Chlorid- und Sulfatkonzentration im Grundwasser <i>Concentrations en chlorures et en sulfates dans l'eau souterraine</i>	83
3.5.3	Elektrische Leitfähigkeit im Grundwasser <i>Conductivité électrique es déterminée par les nitrates</i>	85
3.5.4	Isotope im Grundwasser <i>Isotopes dans l'eau souterraine</i>	86
<hr/>		
3.6	Ergebnisse der Oberflächenwasserproben <i>Résultats des prélèvements d'eau superficielle</i>	88
3.6.1	Nitratkonzentration in den Oberflächengewässern <i>Concentrations en nitrate dans les eaux superficielles</i>	89
3.6.2	Chlorid- und Sulfatkonzentration in den Oberflächengewässern <i>Concentrations en chlorures et en sulfates dans le eaux superficielles</i>	90
3.6.3	Elektrische Leitfähigkeit in den Oberflächengewässern <i>Conductivité électrique dans les eaux superficielles</i>	92
3.6.4	Isotope in den Oberflächengewässern <i>Les isotopes dans les eaux superficielles</i>	92
<hr/>		
3.7	Nitratverlagerung ins Grundwasser <i>Transfert des nitrates dans l'eau souterraine</i>	94
3.8	Nitrattransportmodellierung und Szenarienberechnung <i>Modelisation du transport des nitrates et simulation de scenario</i>	97
<hr/>		
4	DISKUSSION DISCUSSION	103
<hr/>		
4.1	Bodenwasser <i>Eau du sol</i>	103
4.1.1	Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf den Nitratgehalt und die Isotopenzusammensetzung im Bodenwasser <i>Influence de la pratique culturale sur la teneur en nitrates et la composition isotopique de l'eau du sol</i>	103
<hr/>		
4.1.2	Saugkerzen und Saugplatten – geeignete Methoden zur Nitratbestimmung im Sickerwasser? <i>Bougies poreuses et plaques poreuses – methodes adaptées pour la mesure des nitrates dans l'eau de percolation?</i>	110
<hr/>		
4.2	Simulation der Bodenwasser- und Nitratdynamik mit STICS <i>Simulation de la dynamiqué de l'eau du sol et des nitrates avec STICS</i>	112
<hr/>		
4.3	Nitratauswaschung ins Grundwasser <i>Lessivage des nitrates dans la nappé</i>	114
4.3.1	Nitratkonzentration <i>Cocentrations en nitrates</i>	114
4.3.2	Isotope und Nitratauswaschung ins Grundwasser <i>Isotope et lessivage des nitrates dans l'eau souterraine</i>	115
<hr/>		

4.4	Diskussion Grundwassermodell <i>Discussion du modèle hydrogéologique</i>	116
4.4.1	Modellierung Nitrattransport <i>Modélisation du transport des nitrates</i>	116
4.4.2	Drainagen im westlichen Einzugsgebiet des Grundwassermodells Reinach <i>Drainages dans le bassin versant quest du modèle hydrogéologique de Reinach</i>	118
4.5	Diskussion Oberflächengewässer <i>Discussion sur les eaux superficielles</i>	119
4.6	Übertragbarkeit auf der Oberrheinebene <i>Transposition à la plaine du Rhin supérieur</i>	120
5	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN CONCLUSIONS ET REOMMANDATIONS	123
5.1	Schlussfolgerungen <i>Conclusions</i>	123
5.1.1	Untersuchungen des Bodenwassers und der Bewirtschaftung der Standorte <i>Etudes dur l'eau du sol et les pratiques culturales des sites</i>	123
5.1.2	Wasserfluss und Stofftransport vom Boden ins Grundwasser und im Grundwasser <i>Transfer d'eau et transport entre le sol et la nappe et dans la nappe</i>	125
5.2	Empfehlungen zur Reduktion der Nitratauswaschung <i>Recommandations pour la réduction du lessivage des nitrates</i>	126
	NAMEN UND ANSCHRIFTEN DER AUTOREN NOMS ET DIRÉCTIONS DES AUTEURS	129
	LITERATUR BIBLIOGRAPHIE	130

1 Einleitung

Introduction

1.1 ALLGEMEINES

Die Hauptursache für die Nitratanreicherung im Grund- und Quellwasser ist die intensive ackerbauliche Nutzung in deren Zuströmbereich [BfL & BUWAL 1998]. In den letzten 30 bis 40 Jahren hat sich ein schleichender, aber folgenschwerer Wandel in der Bodennutzung vollzogen, der vor allem in einer Abnahme des Dauergrünland- und Kunstwiesenanteils und in einer Zunahme der Maisfläche zu sehen ist [FiBL, 1998]. Durch den Umbruch von Dauergrünland können Stickstoffmengen bis zu einigen 100 kg N/ha freigesetzt werden. Das herrschende dynamische Gleichgewicht des Stickstoffhaushaltes wurde durch diesen Kulturlandschaftswandel stark verändert [PLATTNER 1999].

Der natürliche, anthropogen nicht beeinflusste Nitratgehalt im Grundwasser liegt bei rund 5 mg/l. Eine Erhöhung dieses Wertes ist auf eine der folgenden Quellen zurückzuführen:

- Ausbringen von Hofdünger (mit Mineralisation und Nitrifikation)
- Verwendung von mineralischen Stickstoffdüngern
- Mineralisation und Nitrifikation von organischer Substanz im Boden
- Deposition von Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre.

Lokal kann auch die Infiltration von Abwasser aus undichten Kanalisationen zu einer erhöhten Nitratbelastung beitragen [MENGIS 1999]. Die Infiltration von Oberflächenwasser führt in der Regel zu einer Abnahme der Nitratkonzentration im Grundwasser [ROHMANN, SONTHEIMER, 1985].

Der Düngung kommt in Anbetracht der Komplexität der Umwandlungsprozesse von Stickstoffverbindungen im Boden eine wichtige Bedeutung zu (siehe Abb. 1.1.1). Als alleinige Ursache für eine erhöhte

1.1 GENERALITES

La cause majeure de l'enrichissement en nitrates des eaux souterraines réside dans l'utilisation agricole intensive à l'intérieur des aires d'alimentation (BfL & BUWAL, 1998). Au cours des 30 à 40 dernières années, des changements insidieux mais lourds de conséquences se sont produits dans l'utilisation du sol : avant tout, par une réduction des parts de prairies permanentes et artificielles et par une augmentation des surfaces en maïs (FiBL, 1998). Le retournement d'une prairie permanente peut libérer jusqu'à plusieurs centaines de kg N/ha. L'équilibre dynamique du cycle de l'azote alors régnant a été fortement modifié par ces changements du paysage agricole [PLATTNER 1999].

Sans influence humaine, la teneur naturelle en nitrates dans les eaux souterraines s'élève à environ 5 mg/l. L'augmentation de cette valeur est attribuable à l'une des sources suivantes :

- Epannage d'engrais de ferme (avec minéralisation et nitrification) ;
- Utilisation d'engrais azotés minéraux ;
- Minéralisation et nitrification de la matière organique dans le sol ;
- Apports atmosphériques de composés azotés.

L'infiltration d'eaux usées à partir de canalisations non étanches peut également contribuer localement à une augmentation de la pollution par les nitrates [MENGIS 1999]. L'infiltration d'eau de surface génère en général une diminution de la concentration des nitrates dans les eaux souterraines [ROHMANN, SONTHEIMER, 1985].

La fertilisation revêt une grande importance au regard de la complexité des processus de transformation des composés azotés (Fig. 1.1.1). Elle ne constitue toutefois pas l'unique cause de

Nitratauswaschung gilt sie allerdings nicht [PLATTNER 1999]. Vermehrt wird die Meinung vertreten, dass vor allem die Freisetzung von Stickstoff aus der organischen Substanz als Regler für den Eintrag von Nitrat ins Grundwasser entscheidend ist [KNAPPE, RUSSOW 1998; ZERULLA et al.1993]. Eine Isotopenstudie ($\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$) in Grundwasserfassungen im Schweizerischen Mittelland kommt ebenfalls zum Schluss, dass in erster Linie Hofdünger sowie die Mineralisation von organischer Substanz im Boden die bestimmenden Nitratquellen sind [MENGIS 1999]. Eine Vielzahl weiterer Faktoren, wie die Bodenbearbeitung, die Art und Zeit der Düngergabe, die biologische Bodenaktivität, die Art des biologischen Materials (C/N-Verhältnis) [PLATTNER 2000] sowie die Witterungsbedingungen beeinflussen die Nitratauswaschung ebenfalls. Um eine Reduktion der Nitratauswaschung aus dem Boden und damit eine Verhinderung des Eintrags ins Grund- und Trinkwasser zu erreichen, müssen alle diese Prozesse und Faktoren berücksichtigt werden.

l'augmentation du lessivage des nitrates [PLATTNER 1999]. L'opinion la plus répandue privilégie la libération d'azote à partir de la matière organique comme principal régulateur de l'entrée de nitrates dans les eaux souterraines [KNAPPE, RUSSOW 1998; ZERULLA et al.1993]. Une étude isotopique ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$) conduite sur des captages d'eau souterraine du Plateau suisse arrive également à la conclusion que les engrais de ferme et la minéralisation de la matière organique dans le sol constituent les principales sources de nitrates [MENGIS 1999]. De nombreux autres facteurs, tels que le travail du sol, le type d'épandage, l'époque de fertilisation, l'activité biologique du sol, le type de matériel biologique (rapport C/N) [PLATTNER 2000] ainsi que les conditions climatiques, influencent également le lessivage des nitrates. Tous ces processus et facteurs doivent être pris en compte afin de réduire le lessivage des nitrates du sol et d'éviter ainsi leur pénétration dans les nappes et l'eau potable.

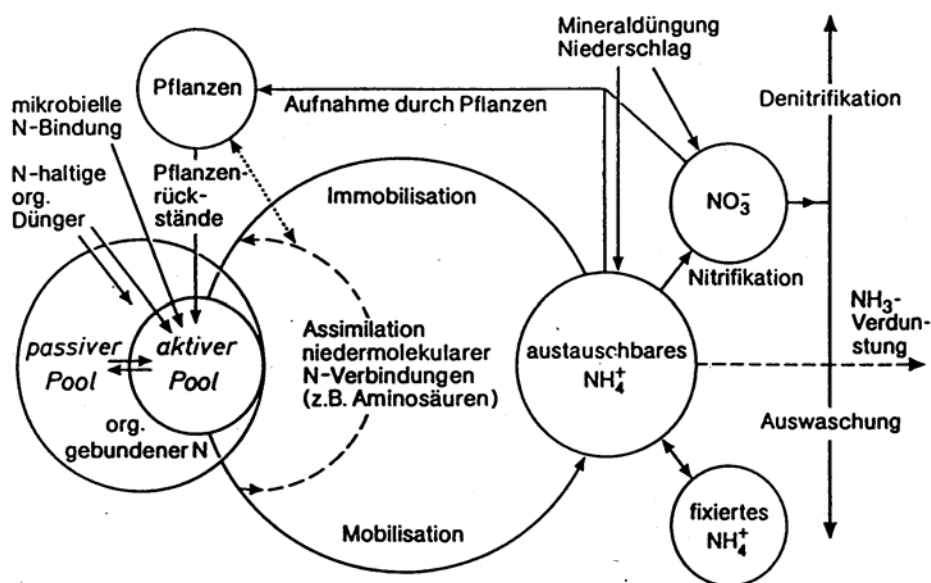


Abb. 1.1.1: Prozesse im Stickstoffkreislauf. Über die trockene und nasse Deposition aus der Atmosphäre sowie der Düngung gelangt Stickstoff in den Boden. Hier findet eine Reihe von komplexen Umwandlungsreaktionen statt. Eine wichtige, aber schwierig messbare Größe ist der aktive und passive Stickstoffpool im Boden, der massgeblich zur Nitratauswaschung beitragen kann. Aus dem Boden gelangt der Stickstoff über den Ernteentzug, die Denitrifikation oder die Auswaschung ins Grundwasser (aus Gisi et al., 1997).

Fig. 1.1.1: Processus du cycle de l'azote. A partir des apports atmosphériques secs ou humides et de la fertilisation, l'azote arrive dans le sol, où une série de transformations complexes se produit. Un paramètre important, mais difficile à mesurer, est constitué par le pool d'azote actif et passif, qui peut participer de façon prépondérante au lessivage des nitrates. Les sorties d'azote du sol se font par la consommation des plantes et l'exportation des récoltes, la dénitrification ou le lessivage dans l'eau souterraine (Gisi et al., 1997).

Aus den Nitratkonzentrationen im Grundwasser allein kann nicht auf die verschiedenen Stickstoffquellen und die Prozesse der Nitratauswaschung geschlossen werden. Eine Erfolgskontrolle der Massnahmen in der Landwirtschaft wie zum Beispiel einer ausgeglichenen Düngerbilanz oder einer optimalen Bodenbewirtschaftung ist deshalb nur bedingt möglich. Eine detailliertere Betrachtung der komplexen Verhältnisse ist aber notwendig, um die Vollzugsarbeit den jeweiligen Problemen konkreter anzupassen. Als Möglichkeit zur Unterscheidung der Nitratherkunft bietet sich die Isotopenuntersuchung ($\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$) von Bodenwasser und Grundwasser an. Die beiden Elemente Stickstoff (N) und Sauerstoff (O) des Nitrates (NO_3^-) weisen je nach Herkunft eine unterschiedliche Elementmasse auf. Bei der Bildung von Nitrat werden in Abhängigkeit des Prozesses eher leichtere Elemente oder schwerere bevorzugt [VOERKELIUS 1990]. Es ist somit prinzipiell möglich, das Nitrat im Boden- oder Grundwasser einzelnen Prozessen zuzuordnen. Insbesondere im Grundwasser können jedoch mehrere Prozesse überlagert auftreten, was eine genaue Zuordnung allein mittels Isotopenuntersuchungen schwierig macht. Es ist deshalb sinnvoll, neben den physikalisch-chemischen Untersuchungen auch eine Grundwassermodellierung im betroffenen Gebiet zu erstellen und damit die Fließwege und Mischungsverhältnisse zu bestimmen. Zu einer detaillierten Untersuchung gehören zusätzlich die Berechnung einer Düngerbilanz und des Wasserhaushaltes sowie die Bestimmung gängiger Bodenparameter.

Das Ziel dieses Projektes ist, die Nitratauswaschung aus dem Boden ins Grundwasser bezogen auf einzelne Standorte mit unterschiedlicher Bewirtschaftung detailliert zu verstehen. Aus diesem Grund wurden an verschiedenen Standorten in der Schweiz, in Deutschland und in Frankreich Untersuchungen zur Nitratauswaschung durchgeführt. Das Projekt ist ein Teil des gesamten Projektes "Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben" - MoNit, welches durch das EU-Programm INTERREG III A gefördert wurde.

Les concentrations en nitrates dans l'eau souterraine ne permettent pas seules, de déterminer les différentes sources d'azote et les processus de lessivage des nitrates. Par conséquent, un contrôle de l'efficacité des mesures agricoles, tel que, par exemple, un bilan de fertilisation équilibré ou un travail du sol optimal, n'est que partiellement possible. C'est pourquoi un examen détaillé de ces relations complexes est nécessaire, afin d'appliquer concrètement les mesures à chaque problème particulier. Les analyses isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$) de l'eau du sol et de l'eau souterraine, permettent de différencier l'origine des nitrates. Les deux éléments azote (N) et oxygène (O) des nitrates présentent des masses atomiques différentes selon leur origine. Lors de la formation des nitrates, les éléments plus légers ou plus lourds sont favorisés en fonction des processus mis en jeu [VOERKELIUS 1990]. En principe, il devient alors possible de mettre en relation les nitrates présents dans l'eau du sol ou l'eau souterraine avec un processus donné. La superposition de plusieurs processus, en particulier dans les eaux souterraines, rend parfois difficile l'identification de l'origine des nitrates à partir des seules analyses isotopiques. C'est pourquoi, en plus des analyses physico-chimiques, il est judicieux de recourir à une modélisation hydrogéologique de la zone concernée, afin de déterminer les lignes d'écoulement et les conditions de mélange des eaux. Une recherche détaillée doit en outre comprendre le calcul d'un bilan de fertilisation et d'un bilan hydrique ainsi que la détermination des paramètres courants du sol.

Ce projet a pour objectif de comprendre de façon détaillée le lessivage des nitrates depuis le sol dans les eaux souterraines, à partir de sites particuliers correspondant à des pratiques culturales variées. Pour cela, des analyses ont été réalisées sur différents sites en Suisse, en Allemagne et en France. Le projet est une partie du projet d'ensemble "Modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur" (MoNit), qui est soutenu par le programme INTERREG III A de l'Union européenne.

1.2 UNTERSUCHUNGSGBIET

Das Hauptuntersuchungsgebiet dieser Studie liegt in Reinach (Abb. 1.2.1). Die Gemeinde befindet sich in der Birstalebene, in der Nordwestschweiz südlich von Basel. Die Böden von Reinach sind vergleichbar mit denjenigen des Rheintals, wobei die Rheintalböden in der Regel etwas tiefgründiger und sandiger sind und im Oberboden einen geringeren Skelettan teil aufweisen. Durch frühere hydrogeologische Untersuchungen im Gebiet Reinach sind die Grundwasserfließwege teilweise bekannt [SCHUDEL 1992]. Aus den gut durchlässigen Birsschottern der Reinacher Heide wird Trinkwasser für rund 50'000 Menschen gefördert. Das Grundwasser in den Brunnen stammt aus zwei Grundwasserströmen, dem Hauptgrundwasserstrom – gespeist von teilweise künstlich infiltriertem Birswasser – sowie einem westlich zufließenden Grundwasserstrom aus dem untersuchten Landwirtschaftsgebiet. Die Piezometer und Grundwasserbrunnen aus dem Landwirtschaftsgebiet zeigen zum Teil hohe Nitratgehalte von bis zu 60 mg/l. Die anderen Grundwasserfassungen zeigen Werte um 10 bis 20 mg/l.

Das Einzugsgebiet der westlichen Grundwasserzuflüsse umfasst rund 10 km². Auf diesem Gebiet unterscheidet man drei Bodentypen: Schotterböden, Lösslehme und Lehmböden. Die Schotterböden machen 6.4 km² des Einzugsgebietes aus, davon werden 160 ha landwirtschaftlich genutzt. Die Fläche der Löss- und Lehmböden (3.6 km²) ist kaum besiedelt, 310 ha werden landwirtschaftlich genutzt, rund 50 ha sind Wald. Die Tiefensickerung bei den tiefgründigen Löss- und Lehmböden der an die Birstalebene angrenzenden Hänge ist nur etwa halb so gross wie in der Schotterebene, zudem wird mehr als ein Drittel dieser Fläche drainiert und die Hälfte des versickerten Niederschlagswasser wird oberflächlich in den Dorf- und Klusbach abgeleitet. Obwohl die Löss- und Lehmböden intensiv landwirtschaftlich genutzt werden, enthält das Drainagewasser aus diesen Flächen verhältnismässig wenig Nitrat. Es kann davon ausgegangen werden, dass nur sehr wenig Nitrat aus den Löss- und Lehmböden in den Grund-

1.2 ZONE D'ETUDE

La principale zone d'étude de ce travail se situe à Reinach (Fig. 1.2.1). La commune se trouve dans la vallée de la Birse, dans la Suisse du Nord-Ouest au sud de Bâle. Les sols de Reinach sont comparables à ceux de la vallée du Rhin, bien que ceux-ci soient en général un peu plus profonds et sableux, et moins pierreux en surface. Les directions d'écoulement dans le secteur de Reinach sont en partie connues grâce à des études hydrogéologiques antérieures [SCHUDEL 1992]. L'eau potable pour près de 50 000 personnes est fournie par les alluvions très perméables de la Birse, exploitées à la "Reinacher Heide". L'eau souterraine des puits provient de deux courants d'eau souterraine : le courant souterrain principal alimenté en partie avec de l'eau de la Birse réinfiltrée artificiellement, le courant souterrain ouest provenant de la zone agricole étudiée. Les piézomètres et les puits d'eau souterraine sous l'influence de la zone agricole montrent des teneurs en nitrates élevées pouvant atteindre parfois jusqu'à 60 mg/l. Les autres captages d'eau souterraine montrent des valeurs comprises entre 10 et 20 mg/l.

Le bassin versant du courant souterrain ouest couvre environ 10 km². Trois types de sols ont été différenciés sur ce secteur : les sols alluviaux, les sols sur lèss et les sols sur lèss décarbonaté (lehm). Les sols alluviaux couvrent 6,4 km² du bassin versant, dont 160 ha en utilisation agricole. La surface des sols sur lèss et sur lehm (3,6 km²) est peu peuplée : 310 ha sont utilisés par l'agriculture et environ 50 ha sont couverts de forêt. Dans les sols épais sur lèss et sur lehm, développés sur les versants jouxtant la plaine de la Birse, l'infiltration profonde n'atteint environ que la moitié de celle de la plaine alluviale. En outre, plus d'un tiers de cette surface est drainé et la moitié de l'eau de précipitation infiltrée est évacuée en surface par le Dorfbach et le Klusbach. Bien que les sols sur lèss et sur lehm soient utilisés intensément à des fins agricoles, l'eau de drainage de ces surfaces contient proportionnellement peu de nitrates. Par conséquent, la

wasserstrom gelang [SCHUDEL 1992].

Bei den Untersuchungen in Deutschland und Frankreich lag der Schwerpunkt bei der Nitratauswaschung aus dem Boden. Prozesse unterhalb der Bodenschicht wurden an diesen Standorten nicht untersucht.

quantité de nitrates, qui arrive dans l'aquifère à partir des sols sur lœss et sur lehm, est jugée très faible [SCHUDEL 1992].

En Allemagne et en France, les recherches ont porté essentiellement sur le lessivage des nitrates du sol. Les processus intervenant en dessous du sol n'ont pas été étudiés sur ces sites.

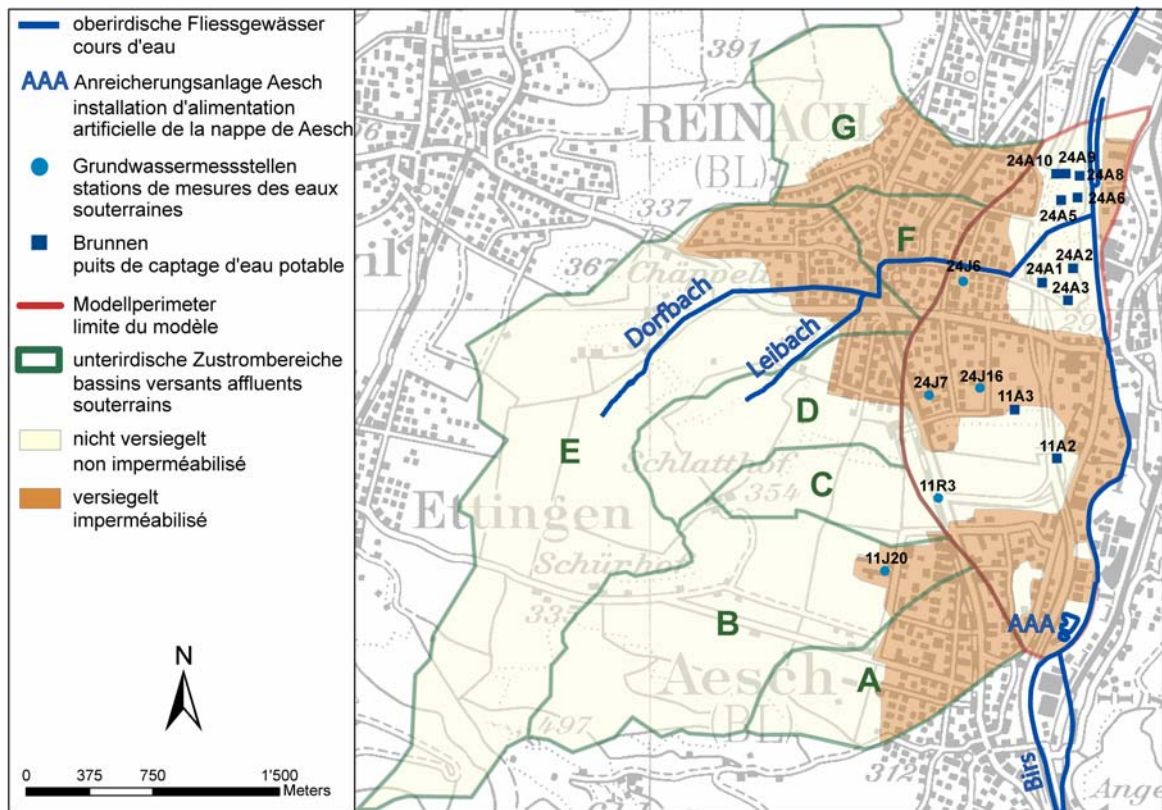


Abb. 1.2.1: Übersichtskarte über das Hauptuntersuchungsgebiet im Birstal in Reinach südlich von Basel. Eingezeichnet sind die beprobten Grundwassermessstellen und Oberflächengewässer. Die Bodenwasseruntersuchungen wurden in den Teileinzugsgebieten B, C und D durchgeführt. Die nicht versiegelten Bereiche werden vor allem landwirtschaftlich genutzt (Ackerbau) oder sind bewaldet.

Fig. 1.2.1 : Carte d'ensemble de la zone d'étude principale dans la vallée de la Birse à Reinach au sud de Bâle. Les stations de prélèvements des eaux souterraines et superficielles sont figurées. Les analyses d'eau du sol ont été réalisées dans les sous-bassins versants B, C et D. Les secteurs non imperméabilisés sont avant tout des zones d'agriculture intensive (grandes cultures) ou de la forêt.

1.3 UNTERSUCHUNGSKONZEPT

Um die Auswaschungsprozesse des Nitrats vom Boden ins Grundwasser besser zu verstehen, wurden im Gebiet Reinach auf einzelnen, vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Standorten mit unterschiedlicher Bewirtschaftung detaillierte Untersuchungen durchgeführt. Mit Hilfe dieser Information soll die in der gesamten Oberrheinebene grossflächig berechnete Nitratauswaschung besser beurteilt werden können. Um die Übertragbarkeit der Resultate in die

1.3 CONCEPT DE RECHERCHE

Afin de mieux comprendre les processus de lessivage des nitrates du sol dans l'eau souterraine, des analyses détaillées ont été réalisées dans la région de Reinach sur des sites comportant essentiellement des usages agricoles avec des pratiques culturales différentes. Ces informations devraient permettre d'extrapoler le calcul du lessivage des nitrates à l'échelle de l'ensemble de la plaine du Rhin supérieur. Afin de garantir la compatibilité

Oberrhenebene zu ermöglichen, wurden zusätzlich an Standorten in Deutschland und in Frankreich gleichwertige Untersuchungen durchgeführt. Neben den reinen Bodenuntersuchungen und Bodenwasseranalysen auf Nitrat und Nitratisotope wurden in Reinach zusätzlich mehrere Grundwassermessstellen beprobt, sowie weitergehende hydrogeologische Abklärungen und darauf basierend eine Grundwassermodellierung erstellt. Mit Hilfe der Modellierung werden die Bestimmung der Nitratherkunft und das Verständnis für die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser eindeutiger. Damit ist auch die Interpretation der Isotopendaten insbesondere bei Hinweisen auf eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone und mögliche Überlagerungen von Auswaschungsprozessen einfacher.

Im Gebiet Reinach wurden fünf Standorte mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung sowie ein Waldstandort und ein Sportplatz untersucht. Zudem wurden acht landwirtschaftlich genutzte Parzellen in der Oberrhenebene in die Untersuchungen einbezogen. Bei den Standorten in Reinach (Ausnahme Gemüse und Sportplatz) und Deutschland sowie den Standorten Niederentzen und Rouffach in Frankreich handelt es sich um sehr skelettreiche Braunerden. Der Standort Gemüse in Reinach und die beiden weiteren Standorte in Frankreich haben einen wesentlich höheren Feinerdeanteil. Beim Sportplatz handelt es sich um einen Kultisol. Dieser Standort ist aufgrund seiner intensiven Nutzung, verbunden mit Düngung und Bewässerung, eine interessante Nitratquelle in Agglomerationsgebieten.

des résultats dans la plaine du Rhin supérieur, des études équivalentes ont été réalisées en complément en Allemagne et en France. A Reinach, en plus des simples études pédologiques et des analyses de l'eau du sol (dosage des nitrates et des isotopes des nitrates), plusieurs stations de mesures des eaux souterraines ont été échantillonnées et des études hydrogéologiques approfondies ont été menées pour la mise en place d'un modèle hydrogéologique. La modélisation permet de mieux cerner l'origine des nitrates et de mieux comprendre l'évolution temporelle des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine. L'interprétation des données isotopiques s'en trouve ainsi facilitée, en particulier en cas d'indice de dénitrification dans la zone non saturée, ou lors de la superposition éventuelle de plusieurs processus de lessivage.

Dans la région de Reinach, cinq sites comportant des usages agricoles différents, un site en forêt et un terrain de sport ont été étudiés. En outre, huit parcelles agricoles situées dans la plaine du Rhin supérieur ont été intégrées au projet. Les sites de Reinach (à l'exception des sites Légumes et Terrain de sport), les sites allemands et les sites de Niederentzen et Rouffach en France présentent des sols bruns très pierreux. Les sols du site Légumes à Reinach et des deux autres sites en France ont une fraction de terre fine sensiblement plus élevée. Le sol du Terrain de sport est un cultisol/accusol. De part son usage intensif lié à des pratiques de fertilisation et d'irrigation, ce site constitue une source intéressante de nitrates en zone urbaine.

2 Methoden *Méthodes*

2.1 STANDORTE UND PROBENNAHME BODENWASSER

2.1.1 UNTERSUCHUNGSKONZEPT UND AUSWAHL DER UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

Die Auswahl der Untersuchungsstandorte erfolgte nach verschiedenen Gesichtspunkten. An erster Stelle stand dabei die Vergleichbarkeit und Repräsentativität in Bezug auf das gesamte Untersuchungsgebiet des Interreg III Projektes. Bei der Grösse dieses Gebietes ist eine sehr hohe Variabilität der Standorteigenschaften naturgegeben und daher ist es unmöglich, einen einzigen Standort zu finden, welcher alle Rahmenbedingungen vollumfänglich repräsentiert.

Da sich die Untersuchungen vor allem auf die Nitratverlagerungsprozesse im Boden konzentrierten, schien es angebracht, die Bodeneigenschaften als oberstes Kriterium bei der Auswahl der Standorte zu berücksichtigen. Grob gesagt fand die Bodenentwicklung im Oberrheintalgraben auf kolluvialen Schottern und pleistozänen Lösssubstraten verschiedener Mächtigkeit statt. Die sich daraus entwickelnden Böden sind heute, gemäss der Kausalkette der Pedogenese, in unterschiedlichen Reifestadien anzutreffen. Das gewählte Untersuchungsgebiet im unteren Birstal zwischen den Gemeinden Reinach und Aesch (Abb. 2.1.1.1) gehört geologisch gesehen auch zum Oberrheintalgraben. Der voreiszeitliche Untergrund besteht aus der vielfältig aufgebauten und recht weichen Elsässer Molasse. Die sehr flachgründigen Schotterböden mit sehr hohem Skelettanteil, hoher Lagerungsdichte, geringer pflanzenverfügbaren Gründigkeit und geringem Wasserspeichervermögen sind mit den Böden des Oberrheintalgrabens gut vergleichbar.

2.1 SITES ET PRELEVEMENTS DE L'EAU DU SOL

2.1.1 CONCEPT DE RECHERCHE ET CHOIX DES SITES

Le choix des sites d'étude s'est effectué selon plusieurs critères. La priorité a été donnée à la comparabilité et à la représentativité à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude du projet Interreg III. La taille de cette zone, responsable de la très grande variabilité des caractéristiques naturelles des sites, ne permet pas de trouver un site unique, représentatif de tous les cas de figure.

Les recherches se concentrant surtout sur les processus de migration des nitrates dans les sols, les propriétés de celui-ci se sont imposées comme critère prioritaire de choix des sites. Schématiquement, l'évolution des sols dans le fossé du Rhin supérieur s'effectue sur des alluvions colluvionnées et des substrats lœssiques d'âge pléistocène d'épaisseur variable. Les sols développés à partir de ces formations sont aujourd'hui, en fonction des principes de la pédogénèse, à des stades d'évolution différents. La zone d'étude choisie dans la basse vallée de la Birse entre les communes de Reinach et Aesch (Fig. 2.1.1.1) appartient géologiquement au fossé du Rhin supérieur. Le substratum préglaciaire est constitué par la Molasse alsacienne, à la lithologie variée et plutôt tendre. Les sols alluviaux très superficiels, caractérisés par leur forte pierrosité, leur densité apparente élevée, leur faible profondeur utilisable pour les plantes et leur faible capacité de rétention en eau, sont très comparables aux sols du fossé du Rhin supérieur.

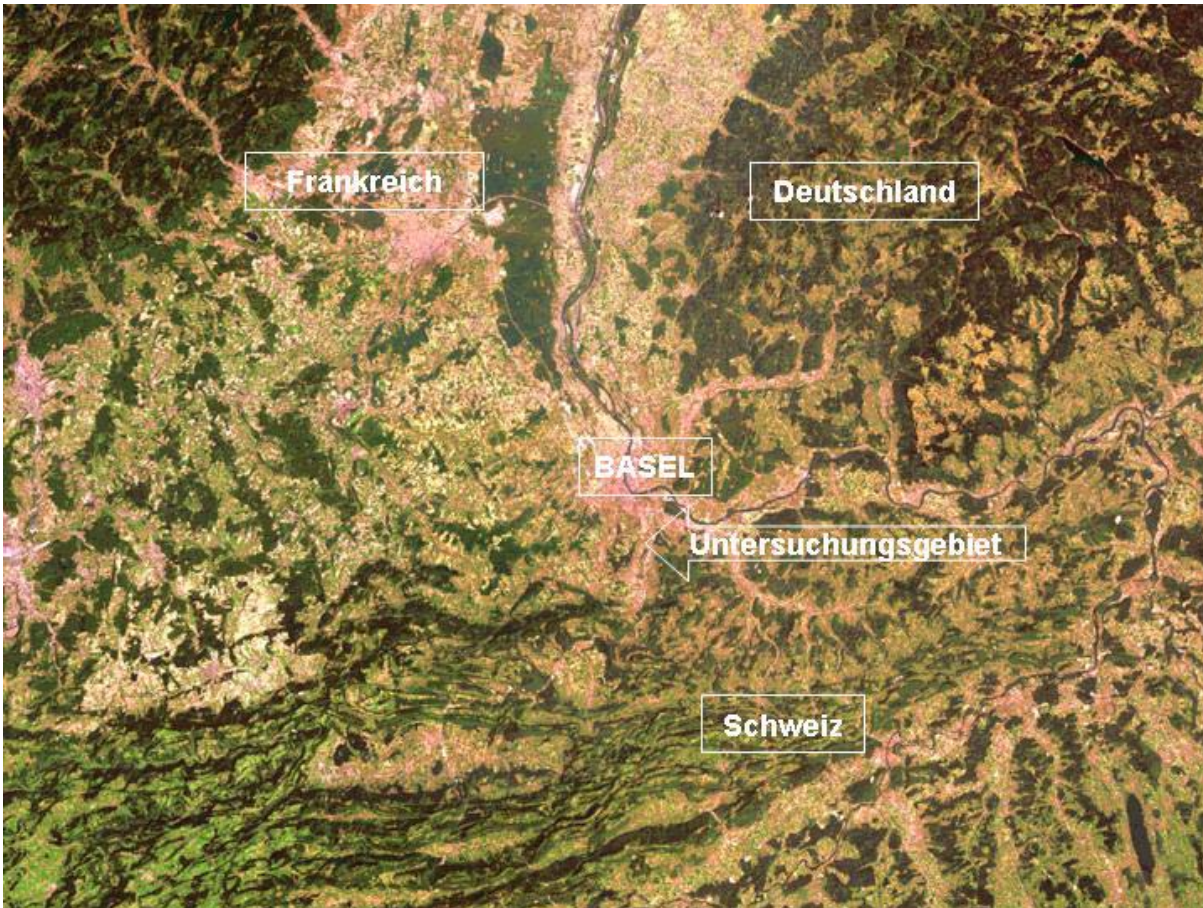


Abb. 2.1.1.1: Übersicht zum Untersuchungsgebiet. Das Untersuchungsgebiet liegt etwa acht Kilometer südlich von Basel im Unteren Birstal zwischen den Gemeinden Reinach und Aesch.

Fig. 2.1.1.1: Vue d'ensemble de la zone d'étude. La zone d'étude se trouve à environ huit kilomètres au sud de Bâle, dans la basse vallée de la Birse entre les communes de Reinach et Aesch.

Am Fusse des westlich angrenzenden Hügellandes sind mittel- bis tiefgründige Braun- bis Parabraunerden anzutreffen, welche sich auf Löss entwickelten (Abb. 2.1.1.2). Auch diese Böden kommen im Ober- rheintalgraben sehr häufig vor. Sie sind sehr nährstoffreich und fruchtbar, neigen jedoch zur Vergleyung und werden daher vielfach drainiert. Wegen des hohen Wasserspeichervermögens sind solche Böden in Bezug auf die Nitratauswaschung in der Regel unproblematisch.

Neben den repräsentativen Bodeneigenschaften sollten die Untersuchungsstandorte eine möglichst breite Palette der Bewirtschaftungs- und Nutzungsformen erfassen. Da keine eigenen Untersuchungsparzellen zur Verfügung standen, mussten die Untersuchungsstandorte auf betrieblich genutzten Landwirtschaftsflächen eingerichtet werden. Deshalb hatte sich das Untersuchungskonzept nach den Bewirtschaftungsplänen der Landwirte zu richten. Zudem wurden auch

Au pied des collines se prolongeant vers l'ouest, se rencontrent des sols bruns à bruns lessivés, moyennement profonds à profonds, développés sur du lœss (Fig. 2.1.1.2). Ces sols, également très fréquents dans le fossé du Rhin supérieur, sont très riches et fertiles, mais leur tendance à l'engorgement nécessite souvent un drainage. Grâce à leur capacité de rétention en eau élevée, ces sols ne posent en général pas de problème vis-à-vis du lessivage des nitrates.

En plus des propriétés du sol, les sites étudiés doivent refléter une palette aussi large que possible d'utilisations du sol et de pratiques culturales. En l'absence de parcelles spécifiquement dédiées à la recherche, les sites d'étude ont été aménagés sur des surfaces agricoles exploitées. Le concept de recherche a donc été adapté en fonction des pratiques culturales prévues par l'agriculteur. En outre, des surfaces non agricoles ont aussi été

nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen beprobt: drei Waldstandorte, einen Standort mit Lösssubstrat sowie einen Sportplatz (s. Kap. 2.1.2).

Bei der konkreten Definition der Standorte dienten im Weiteren die Untersuchungen von SCHUDEL et al. [1992] zur Nitratbelastung des Grundwassers als Orientierung. Die in jener Arbeit durchgeführten Tracereperimente zeigten eine Hauptfliessrichtung der Tracer und Zunahme der Nitratbelastung von Südsüdwest nach Nordnordost, was einer fast diagonalen Querung des Untersuchungsgebietes entspricht.

analysées : trois sites en forêt, un site sur substrat de loess et un terrain de sport (cf. chapitre 2.1.2).

Lors de la définition concrète des sites, les recherches de SCHUDEL et al. [1992] sur la pollution des eaux souterraines par les nitrates ont aussi servi d'information. Les traçages d'essai réalisés dans le cadre de ces travaux ont montré une direction d'écoulement principal du traceur et une augmentation de la pollution par les nitrates depuis le sud - sud-ouest vers le nord - nord-est, ce qui correspond presque à une traversée en diagonale de la zone d'étude.

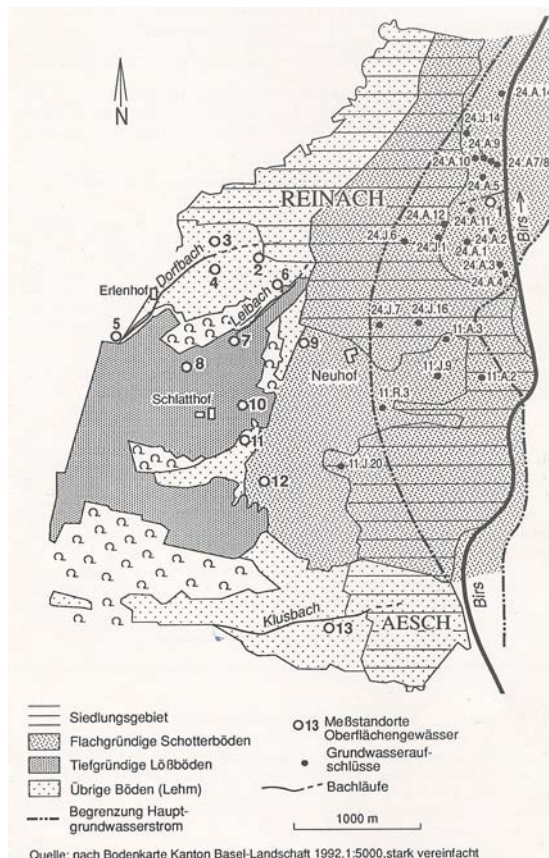


Abb. 2.1.1.2: Übersicht der Böden im Untersuchungsgebiet (aus Schudel et al., 1992). Die Messstandorte im Untersuchungsgebiet (siehe auch Kap. 2.1.2) liegen mit einer Ausnahme auf Schotterböden.

Fig. 2.1.1.2 : Aperçu des sols de la zone d'étude (Schudel et al., 1992). Dans la zone d'étude (cf. chapitre 2.1.2), les sites de mesure se trouvent sur des sols alluviaux, à une exception près.

2.1.2 BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

Im Folgenden sind in Abb. 2.1.2.1- 2.1.2.9 die einzelnen Untersuchungsgebiete mit einer Karte und einer Photographie dargestellt und die Böden im Text detaillierter beschreiben.

2.1.2 DESCRIPTION DES SITES ETUDIÉS

Chaque site étudié est présenté ci-après dans les figures 2.1.2.1 à 2.1.2.9 au moyen d'une carte et d'une photographie et les sols sont décrits en détail dans le texte.

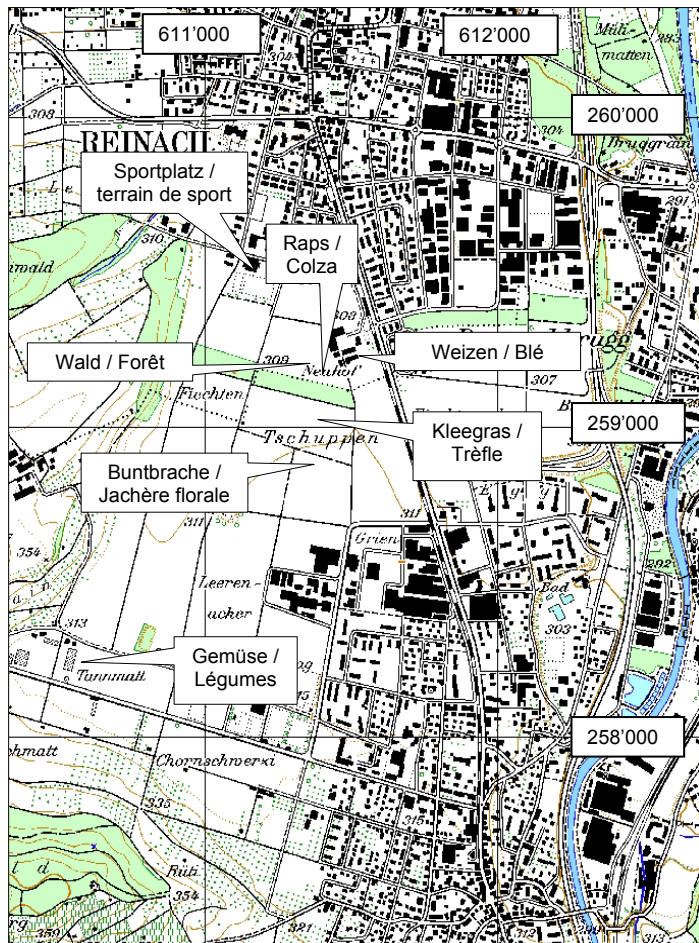


Abb. 2.1.2.1: Das Untersuchungsgebiet mit den Untersuchungsstandorten. Die Waldstandorte bestehen aus „Saugplatte Wald“, „Waldgrube“ und „Wald“. Beim Standort „Weizen“ befindet sich zusätzlich die „Saugplatte Weizen“.

Fig. 2.1.2.1: La zone d'étude avec les sites étudiés. Le site Forêt comprend les sites "Forêt-plaque", "Forêt-fosse" et "Forêt". Sur le site "Blé" se trouve aussi le site "Blé-plaque".



Abb. 2.1.2.2: Das Untersuchungsgebiet von Westen her. Das Foto wurde im Süden des westlich angrenzenden Lösshügel beim Schlatthof aufgenommen (rechts vorne der Standort "Gemüse", links im Hintergrund ist der Waldstreifen mit den Waldstandorten sichtbar; 180° Panoramafoto nach Osten.)

Fig. 2.1.2.2: La zone d'étude vue depuis l'ouest. Photo prise depuis "Schlatthof", au sud des collines loessiques formant le versant ouest (à droite et devant, le site "Légumes", à gauche au fond, la bande boisée avec le site Forêt, panorama de 180° vers l'Est).

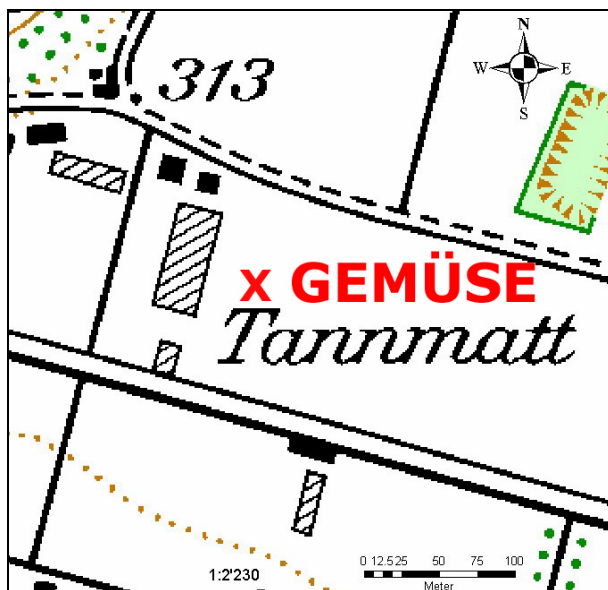


Abb. 2.1.2.3: Am Südwestende des Untersuchungsgebietes liegt am Fusse des angrenzenden Lösshügelzuges mitten in einem biologisch bewirtschafteten Betrieb der Standort „Gemüse“ (Foto nach Norden).

Fig. 2.1.2.3 : Le site "Légumes" se trouve en limite sud-ouest de la zone d'étude au pied des collines loessiques et au milieu d'une exploitation gérée biologiquement (photo prise vers le Nord).

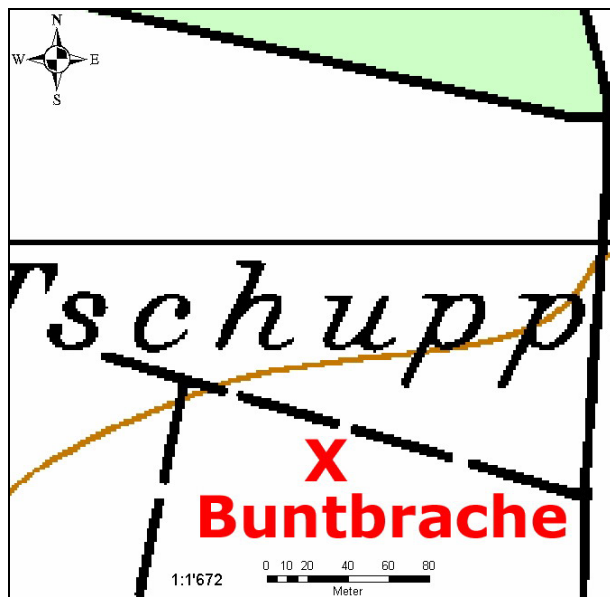
Der Boden am Standort Gemüse besteht aus einer 100 cm tiefen Löss-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter. Während an der Bodenoberfläche toniger Lehm vorherrscht, verändert sich die Bodenart mit der Tiefe zu einem schluffigen Sand. Die Mächtigkeit des Lösses ist nur abschätzbar, jedoch vermutlich kleiner als 200 cm. Die Lagerungsdichte von 1.15-1.2 g/cm³ liegt im Vergleich mit den anderen Standorten im mittleren Bereich. Der Totalkohlenstoffgehalt von 3.1 % liegt am unteren Rand aller Werte. Das C/N-Verhältnis liegt mit 9.7 im für Ackerböden typischen Bereich und ist, wie auch der Kalkgehalt von 0.9 %, der tiefste Wert aller beprobten Standorte.

Im Vergleich zu den anderen Standorten ist beim Standort Gemüse Lösslehm das Ausgangssubstrat, weshalb in allen Bodenhorizonten etwas höhere Tonanteile anzutreffen sind als bei den Standorten mit Bodenbildung auf Kalk-Schotter. Dies führt einerseits zu einer geringeren Wasserdurchlässigkeit, andererseits jedoch zu besseren Wasserspeichereigenschaften. Der Skelettanteil ist in allen Bodenhorizonten gering – auch dies ein grosser Unterschied zu den anderen Standorten. Eine Durchwurzelung mit Feinwurzeln ist bis zu einer Tiefe von ca. 60 cm festzustellen.

Sur le site Légumes, le sol profond de 100 cm, est de type sol brun loessique-pararendzine sur alluvions de la Birse. Alors qu'un loess décalcifié et argileux domine dans l'horizon superficiel, cette texture laisse la place en profondeur à un sable limoneux. L'épaisseur estimée du loess est probablement inférieure à 200 cm. La densité apparente de 1,15-1,2 g/cm³ se situe dans la moyenne des autres sites. La teneur totale en carbone de 3,1 % se situe parmi les plus basses de toutes les valeurs. Le rapport C/N de 9,7 se trouve dans le domaine caractéristique des sols cultivés. Avec la teneur en calcaire de 0,9%, ce sont les valeurs les plus basses de tous les sites.

En comparaison des autres sites aux sols développés sur des alluvions calcaires, le loess décarbonaté, matériau mère du site Légumes, est à l'origine des teneurs en argile un peu plus élevées rencontrées dans tous les horizons. Cela conduit, d'un côté à une diminution de la perméabilité, mais d'un autre côté à de meilleure capacité de rétention en eau. La fraction pierreuse est moins élevée dans tous les horizons, ce qui constitue aussi une grande différence avec les autres sites. L'enracinement par les racelles est constaté jusqu'à une profondeur d'environ 60 cm.

STANDORT „BUNTBRACHE“



SITE "JACHERE FLORALE"



Abb. 2.1.2.4: Der Standort „Buntbrache“ liegt im Nordosten des Untersuchungsgebietes. Die Buntbrache besteht seit etwa 10 Jahren als etwa dreißig Meter breiter Streifen zwischen den ackerbaulich genutzten Flächen (Foto nach Süden).

Fig. 2.1.2.4 : Le site "Jachère florale" se situe au nord-est de la zone d'étude. La jachère florale existe depuis environ 10 ans sous forme d'une bande d'à peu près 30 m de large entre les surfaces agricoles (photo prise vers le Sud).

Der Boden am Standort Buntbrache besteht aus einer max. 60 cm tiefen Kalk-Schotter-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter. Im Ah-Horizont mit höchstens 10-15 cm Mächtigkeit ist sandiger Lehm vorherrschend, mit zunehmender Tiefe verändert sich die Bodenart zu einem lehmigen bis schluffigen Sand. Die Lagerungsdichte von 1,19-1,24 g/cm³ liegt im Vergleich mit den anderen Standorten im mittleren Bereich. Der Totalkohlenstoffgehalt von 4,1 % liegt in der Mitte aller Werte. Das C/N-Verhältnis liegt mit 10,24 im für Ackerböden typischen Bereich und ist, wie auch der Kalkgehalt von 2,38% im mittleren Bereich der beprobten Standorte angesiedelt. Wie auch bei den anderen Standorten auf Kalk-Schotter fällt der sehr hohe, mit der Tiefe zunehmende Skelettanteil des Bodens auf. Speziell an diesem Standort ist, dass seit bald zehn Jahren auf eine Bewirtschaftung verzichtet wurde. Eine intensive Durchwurzelung mit Feinwurzeln ist nur in den obersten 20 cm sichtbar.

Der oben beschriebene Boden ist der „typische Boden“ des Untersuchungsgebietes und er kommt, in Variationen, bei allen anderen Standorten vor (ausser Gemüse und Sportplatz). Es ist ein flach- bis mittelgründiger Boden mit mässig humosem

Sur le site Jachère florale, le sol profond de 60 cm au maximum, est de type sol brun calcaire alluvial-pararendzine sur alluvions de la Birse. Un loëss décalcifié et sableux domine dans l'horizon Ah, épais au plus de 10-15 cm. En profondeur, la texture passe à un sable limoneux à silteux. La densité apparente de 1,19-1,24 g/cm³ se situe dans la moyenne des autres sites. La teneur totale en carbone de 4,1 % se situe dans la moyenne de l'ensemble des valeurs. Le rapport C/N de 10,24 se trouve dans le domaine caractéristique des sols cultivés. Avec la teneur en calcaire de 2,38%, ce sont des valeurs moyennes pour les sites étudiés. Comme sur les autres sites aux sols développés sur des alluvions calcaires, ce qui frappe, c'est la pierrosité très élevée et qui augmente avec la profondeur. La spécificité de ce site est qu'il n'est pas travaillé depuis bientôt dix ans. Un enracinement dense par les racelles n'est visible que sur les 20 cm supérieurs.

Le sol décrit ci-dessus est le "sol typique" de la zone d'étude. Il se rencontre, avec des variations, sur tous les autres sites (à l'exception des sites Légumes et Terrain de sport). Il s'agit d'un sol superficiel à assez superficiel, avec un humus de type

Mullhumus, geringmächtigem Oberboden, sehr hohem Skelettanteil und geringem Feinbodenanteil. Solche Böden stehen nahe bei Roh-, Skelett- oder Kiesböden und schon in geringer Tiefe ist die Bodenart fast reines Geröll. Ein solcher Boden ist dadurch gekennzeichnet, dass seine Speichereigenschaften sehr gering sind (geringe Haftwassermengen, geringe Feld- oder Wasserkapazität) und das kleine Gesamtporenvolumen in Bezug auf die Porenverteilung zu Gunsten von Grob- bis Mittelporen verschoben ist. Der schnelle Wechsel zwischen trocken und feucht sowie eine schnelle Erwärmung im Frühjahr führt, je nach Qualität der organischen Substanz, zu einer hohen Mineralisierungsrate (deshalb im Landwirtschaftsjargon auch als „Mistfresserböden“ bezeichnet).

mull, un horizon superficiel peu épais, une pierrosité très élevée et une fraction fine minimale. De tels sols sont proches des sols squelettiques purs ou des régosols et la texture est constituée, à faible profondeur déjà, presque exclusivement de galets. Un tel sol est caractérisé par des capacités de stockage très faibles (faible quantité d'eau de rétention, faible capacité au champ et faible capacité de rétention) et par une porosité totale médiocre en rapport avec la répartition des pores, qui se déplace au profit des pores grossiers et des pores moyens. Le resuyage rapide après une période humide, ainsi que le prompt réchauffement au printemps, conduisent, selon la qualité de la matière organique, à un taux de minéralisation élevé (d'où leur surnom de "sols avaleurs de fumier" dans le jargon agricole).

STANDORT „KLEEGRAS“

SITE "TREFLE"

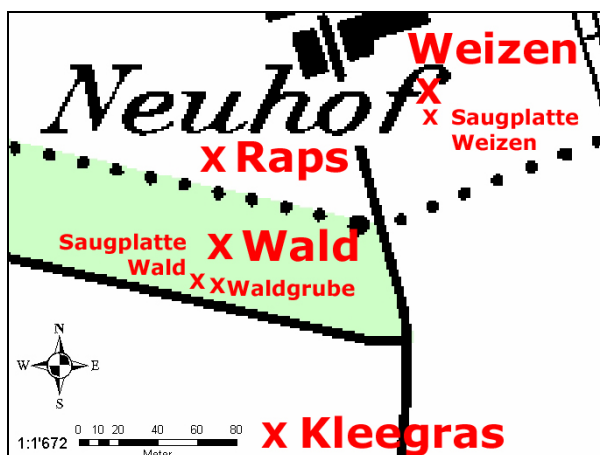


Abb. 2.1.2.5: Nahe der Waldstandorte liegt im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes der Standort „Klee gras“ auf einem der größten zusammenhängenden Schläge des Untersuchungsgebietes (Foto nach Süden).

Fig. 2.1.2.5 : Le site "Trèfle" se situe dans la partie nord-est de la zone d'étude, à proximité du site Forêt, sur l'une des plus grande parcelle d'un seul tenant de la zone d'étude (photo prise vers le Sud).

Der Boden am Standort Kleegrass besteht aus einer max. 60 cm tiefen Kalk-Schotter-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter. Während an der Bodenoberfläche und im geringmächtigen Ah-Horizont von max. 20 cm sandiger Lehm vorherrscht, verändert sich die Bodenart mit der Tiefe zu einem lehmigen bis schluffigen Sand. Die Lagerungsdichte von rund 1.2 g/cm³ liegt im Vergleich mit den anderen Standorten im mittleren Bereich. Der Totalkohlenstoffgehalt von 3.64 % liegt in der Mitte aller Werte. Das C/N-Verhältnis mit 10.18

Sur le site Trèfle, le sol profond de 60 cm au maximum, est de type sol brun calcaire alluvial-pararendzine sur alluvions de la Birse. Un loess décalcifié et sableux domine dans l'horizon Ah peu épais, avec au plus 20 cm. En profondeur, la texture passe à un sable limoneux à silteux. La densité apparente de 1,2 g/cm³ se situe dans la moyenne des autres sites. La teneur totale en carbone de 3,64 % se situe dans la moyenne de l'ensemble des valeurs. Le rapport C/N de 10,18 se trouve dans le domaine caractéristique des sols cultivés. La teneur en cal-

liegt im für Ackerböden typischen Bereich. Der Kalkgehalt von 3.06 % ist der höchste der beprobten landwirtschaftlich genutzten Standorte, jedoch nach wie vor in einem typischen Bereich. Wie auch bei den anderen Standorten auf Kalk-Schotter fällt der sehr hohe (bis fast 90%), mit der Tiefe zunehmende Skelettanteil des Bodens auf. Eine sichtbare, dichte Durchwurzelung findet bis max. 30 cm statt.

caire de 3,06% est la plus élevée des sites agricoles analysés, mais toujours située dans un domaine caractéristique. Comme sur les autres sites aux sols développés sur des alluvions calcaires, la pierrosité très élevée, qui augmente avec la profondeur, est frappante. Un enracinement dense se voit sur au plus 30 cm.

STANDORT „WALD“ (INKL. „WALDGRUBE“ UND „SAUG-PLATTE WALD“)

SITE "FORET" (INCLUANT "FORET-FOSSE") ET "FORET-PLAQUE")

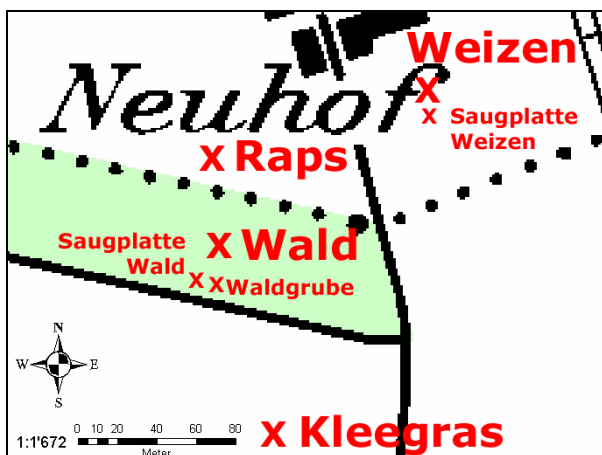


Abb. 2.1.2.6: Im Nordosten des Untersuchungsgebietes, nahe beim Neuhoef, befinden sich in einem ca. fünfzig Meter breiten Waldstreifen die Waldstandorte. Neben dem ursprünglichen Standort „Wald“ (oberes Foto) wurden die Stationen „Waldgrube“ (unteres Foto; Beprobung in 100 cm; März '04) und „Saugplatte Wald“ (auf Foto nicht sichtbar; Beprobung in 200 cm; Mai 04) eingerichtet.

Fig. 2.1.2.6 : Les sites forestiers se situent au nord-est de la zone d'étude, près de la ferme Neuhoef, à l'intérieur d'une bande boisée d'environ 50 m de largeur. En complément de la première station "Forêt" (photo du haut), les stations "Forêt-fosse" (photo du bas ; prélèvement à 100 cm ; mars 2004) et "Forêt-plaque" (non visible sur la photo ; prélèvement à 200 cm ; mai 2004) ont été installées.

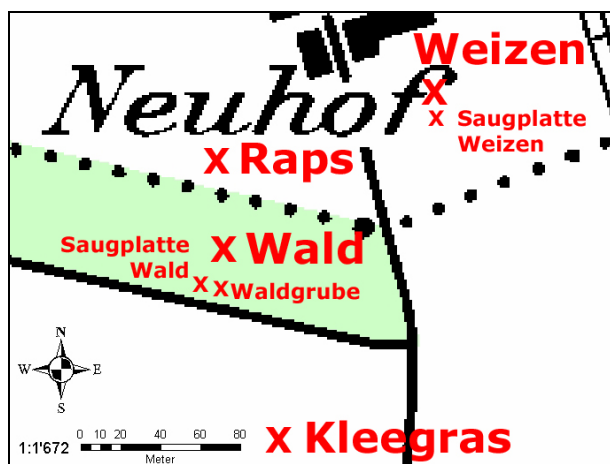
Der Boden der Waldstandorte besteht aus einer ca. 60 cm tiefen Kalk-Schotter-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter. Im ca. 10-30 cm mächtigen, lockeren Ah-Horizont herrscht sandiger Lehm vor und mit zunehmender Tiefe geht die Bodenart in einen lehmigen bis schluffigen Sand über. Die mit der Tiefe zunehmende Lagerungsdichte von anfangs 0.96 zu 1.2 g/cm³ ist im Vergleich mit den anderen Standorten vor allem im Ah-Horizont tief, liegt aber im typischen Bereich für Waldböden. Der Totalkohlenstoffgehalt von 7.6 % ist der höchste gemessene Wert, entspricht jedoch, wie das C/N - Verhältnis von 13.64, den Erwartungen und liegt in einem typischen Bereich für Waldböden. Auch der Kalkgehalt von 2.16 % ist erwartungsgemäß. Wie auch bei den anderen Standorten auf Kalk-Schotter

Sur les sites forestiers, le sol profond d'environ 60 cm, est de type sol brun calcaire alluvial-pararendzine sur alluvions de la Birse. Un loess décalcifié et sableux domine dans l'horizon meuble Ah, épais de 10-30 cm. En profondeur, la texture passe à un sable limoneux à silteux. La densité apparente augmente avec la profondeur de 0,96 à 1,2 g/cm³. Comparée aux autres sites, elle est plus basse, surtout dans l'horizon Ah, mais elle se situe dans le domaine caractéristique des sols forestiers. La teneur totale en carbone de 7,6 % est la plus haute des valeurs mesurées. Avec le rapport C/N de 13,64, ce sont des valeurs attendues, qui se situent dans le domaine caractéristique des sols forestiers. La teneur en calcaire de 2,16% correspond aussi à la valeur attendue. Comme sur les autres sites aux

fällt der sehr hohe, mit der Tiefe zunehmende Skelettanteil des Bodens auf. In einer Tiefe von > 60cm wurde ein Skelettanteil von bis zu 96 % gemessen. Dies zeigt die enge Verknüpfung der untersuchten Standorte zum Ausgangssubstrat der Birsschotter und macht deutlich, wie nahe die untersuchten Böden bei Rohböden anzusiedeln sind. Eine dichte Durchwurzelung mit feinen und mitteldicken Wurzeln ist bis zu einer Tiefe von 30 - max. 60 cm sichtbar, darunter finden sich nur noch vereinzelt grobe Wurzeln, welche auch noch in einer Tiefe von über 200 cm vorhanden sind.

sols développés sur des alluvions calcaires, la pierrosité très élevée, qui augmente avec la profondeur, est frappante. Au-delà de 60 cm de profondeur, la pierrosité peut atteindre 96%. Ceci montre la relation forte des sites étudiés avec le matériau des alluvions de la Birse et la parenté des sols étudiés avec des sols peu développés. Un enracinement dense avec des racines fines et moyennes se voit jusqu'à une profondeur de 30 à 60 cm au maximum. En dessous, il n'y a plus que des racines éparses grossières, qui se retrouvent encore au-delà de 200 cm.

STANDORT RAPS



SITE "COLZA"



Abb. 2.1.2.7: Im Nordosten des Untersuchungsgebietes liegt zwischen den Waldstandorten und dem Neuhof der Standort „Raps“ (Foto von Südost).

Fig. 2.1.2.7 : Le site "Colza" se situe au nord-est de la zone d'étude entre les sites forestiers et la ferme Neuhof (photo depuis le sud-est).

Wie bei den anderen ackerbaulich genutzten Standorten besteht auch der Boden des Standortes Raps aus einer max. 60 cm tiefen Kalk-Schotter-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter mit einem geringmächtigen Ah-Horizont (10 - max. 30 cm). Während an der Bodenoberfläche sandiger Lehm vorherrscht, verändert sich das Bodenprofil mit der Tiefe zu einem lehmigen bis schluffigen Sand. Auch hier nehmen die Lagerungsdichte und der Skelettanteil in der Tiefe zu und sind mit den Werten der anderen ackerbaulich genutzten Standorte vergleichbar. Der Totalkohlenstoffgehalt von 4.3 % ist relativ hoch, entspricht jedoch, wie das C/N - Verhältnis von 9.57, den Erwartungen. Auch der Kalkgehalt von 2.04 % ist in einem typischen Bereich. Wie auch bei den anderen Standorten auf

Sur le site "Colza", comme sur les autres sites agricoles, le sol profond au maximum de 60 cm, est de type sol brun calcaire alluvial-pararendzine sur alluvions de la Birse, avec un horizon Ah peu épais de 10 à 30 cm au maximum. Un loess décalcifié et sableux domine en surface, tandis qu'en profondeur, la texture passe à un sable limoneux à silteux. La densité apparente et la pierrosité augmentent ici aussi avec la profondeur et elles sont comparables avec les valeurs des autres sites agricoles. La teneur totale en carbone de 4,3 % est relativement élevée, mais comme le rapport C/N de 9,57, il correspond à la valeur attendue. La teneur en calcaire de 2,04% est aussi dans un domaine caractéristique. Comme sur les autres sites aux sols développés sur des alluvions calcaires, la pierrosité très élevée, qui aug-

Kalk-Schotter fällt der sehr hohe, mit der Tiefe zunehmende Skelettanteil des Bodens auf. In einer Tiefe von > 60 cm wurde ein Skelettanteil von bis zu 90 % gemessen. Eine dichte Durchwurzelung mit feinen und mitteldicken Wurzeln ist bis zu einer Tiefe von 30-40 cm sichtbar. Erstaunlich bei diesem Standort war, dass auch bei längeren Trockenphasen immer genügend Bodenwasser zur Beprobung zur Verfügung stand.

mente avec la profondeur, est frappante. Au-delà de 60 cm de profondeur, la pierrosité peut atteindre 90%. Un enracinement dense avec des racines fines et moyennes se voit jusqu'à une profondeur de 30-40 cm. Ce qui a étonné sur ce site, c'est que, même lors des grandes périodes sèches, il y a toujours eu suffisamment d'eau du sol à disposition pour les prélèvements.

STANDORT „WEIZEN“ (INKL. „SAUGPLATTE WEIZEN“)

SITE "BLE" (INCLUANT LE SITE "BLE-PLAQUE")

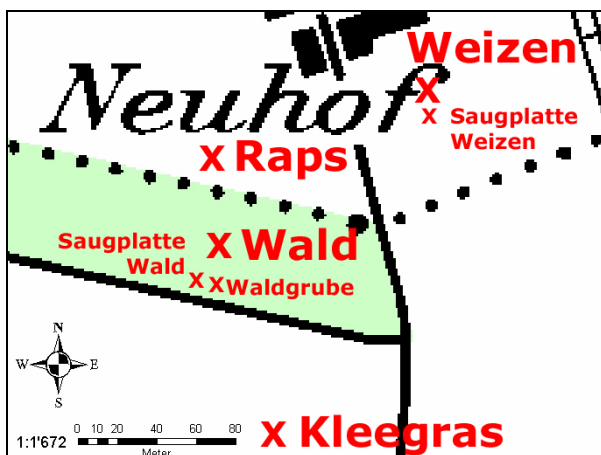


Abb. 2.1.2.8: Der Standort „Weizen“ ist am nordwestlichen Ende des Untersuchungsgebietes gelegen. Rechts im Bild (Pfeil) ist der Zugangsschacht (kleiner Kasten) zur Saugplatte sichtbar (Foto von West).

Fig. 2.1.2.8: Le site "Blé" se situe à l'extrémité nord-ouest de la zone d'étude. Le puits d'accès (voir le petit encadré) à la plaque poreuse est visible à droite (flèche) sur la photo (photo prise depuis l'Ouest).

Wie bei den anderen ackerbaulich genutzten Standorten besteht auch der Boden des Standortes Weizen aus einer max. 60 cm tiefen Kalk-Schotter-Braunerde-Pararendzina über Birsschotter mit einem geringmächtigen Ah-Horizont (10 - max. 30 cm). Während an der Bodenoberfläche sandiger Lehm vorherrscht, verändert sich das Bodenprofil mit der Tiefe zu einem lehmigen bis schluffigen Sand. Auch hier nehmen die Lagerungsdichte und der Skelettanteil in der Tiefe zu und sind mit den Werten der anderen ackerbaulich genutzten Standorten vergleichbar (Lagerungsdichte mit zunehmender Tiefe von 1.02 hin zu 1.24 g/cm³, Skelettanteil von rund 20% auf nahezu 90% ansteigend). Der Totkohlenstoffgehalt von 4.15 % ist relativ hoch, entspricht jedoch, wie das C/N - Verhältnis von 11.02, den Erwartungen. Auch der Kalkgehalt von 2.02% ist in einem typischen Bereich. Eine

Sur le site Blé, comme sur les autres sites agricoles, le sol profond au maximum de 60 cm, est de type sol brun calcaire alluvial-pararendzine sur alluvions de la Birse, avec un horizon Ah peu épais de 10 à 30 cm au maximum. Un lœss décalcifié et sableux domine en surface, tandis qu'en profondeur, la texture passe à un sable limoneux à silteux. La densité apparente et la pierrosité augmentent ici aussi avec la profondeur et elles sont comparables avec les valeurs des autres sites agricoles (densité apparente augmentant de 1,02 à 1,24 g/cm³ et pierrosité d'environ 20%, à près de 90% avec la profondeur). La teneur totale en carbone de 4,15 % est relativement élevée, mais comme le rapport C/N de 11,02, il correspond à la valeur attendue. La teneur en calcaire de 2,02% est aussi dans un domaine caractéristique. Un enracinement dense avec des racines fines et moyennes se voit jusqu'à une profondeur de 20-

dichte Durchwurzelung mit feinen und mitteldicken Wurzeln ist bis zu einer Tiefe von 20-30 cm sichtbar. Neben der ursprünglichen Saugkerzenstation mit einer Beprobungstiefe von 60 cm wurde auch hier im Mai 2004 in einer Tiefe von 200 cm eine Saugplatte gesetzt.

30 cm. En complément de la première bougie poreuse prélevant à 60 cm de profondeur, une plaque poreuse a aussi été installée ici à une profondeur de 200 cm en mai 2004.

STANDORT „SPORTPLATZ“

SITE "TERRAIN DE SPORT"

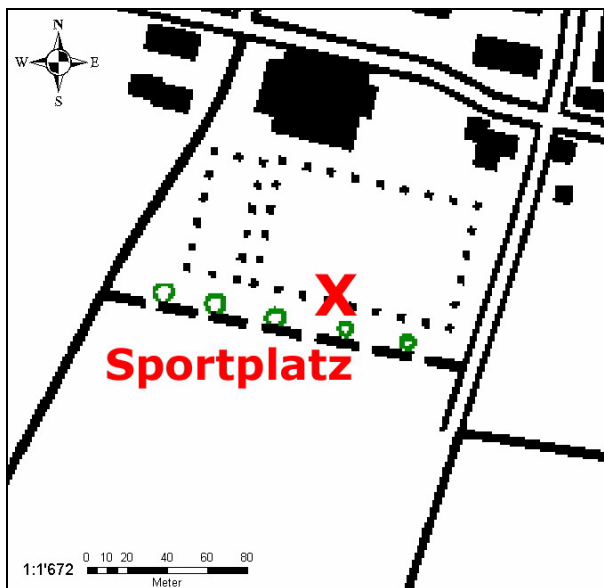


Abb. 2.1.2.9: Der Standort „Sportplatz“ liegt im Nordwesten des Untersuchungsgebietes am Rand der geschlossenen Siedlungsfläche Reinachs. Wie das Foto zeigt, konnte hier direkt auf einem intensiv genutzten, bewässerten Fußballfeld beprobt werden (Foto von Ost).

Fig. 2.1.2.9 : Le site "Terrain de sport" se situe au nord-ouest de la zone d'étude en bordure de la zone urbanisée bien délimitée de Reinach. Comme la photo le montre, les prélèvements ont été réalisés sur un terrain de football au sol irrigué et utilisé de manière intensive (photo depuis l'Est).

Wie auf einem künstlich angelegten, intensiv genutzten und gepflegten Fußballrasen zu erwarten ist, ist hier ein typischer Kulti- oder Accusol anzutreffen. Mehrmals jährlich wird vertikutiert und mit Sand nivelliert. Daher bestehen sowohl der Ap-Horizont wie auch der BvC-Horizont aus lehmigem bis schluffigem Sand. Die Lagerungsdichte ist mit 1.42 bis 1.54 g/cm³ gering (Belüftung durch das Vertikutieren). Der Skelettanteil nimmt in der Tiefe von 48 % auf 52 % leicht zu. Dabei ist zu bemerken, dass alle grösseren Steine fehlen (Geröll, Grobkies) und das Skelett hauptsächlich von Fein- bis Mittelkies dominiert ist. Der Totalkohlenstoffgehalt von 4.24 % ist relativ hoch, entspricht jedoch, wie das C/N-Verhältnis von 10.05, den Erwartungen. Auch der Kalkgehalt von 6.18 % ist sehr hoch, ist jedoch auf gelegentliche Kalkungen

Comme il fallait s'y attendre sur une pelouse de football artificielle intensivement entretenue et utilisée, le sol rencontré est de type cultisol/accusol. Il est scarifié et remis à niveau avec du sable plusieurs fois par an. Pour cette raison, les horizons Ap et BvC sont tous les deux composés de sable limoneux à silteux. La densité apparente comprise entre 1,42 et 1,54 g/cm³ est basse (aération par la scarification). La pierrosité augmente légèrement avec la profondeur, de 48 à 52%. Il faut signaler ici que toutes les grosses pierres (blocs, gros galets) font défaut et que la pierrosité est dominée par les graviers et galets. La teneur totale en carbone de 4,24 % est relativement élevée, mais comme le rapport C/N de 10,05, il correspond à la valeur attendue. La teneur en calcaire de 6,18% est très élevée, mais elle résulte des amendements calcaires

zurückzuführen. Eine dichte Durchwurzelung ist nur im Ap-Horizont vorhanden. Erstaunlich bei diesem Standort ist die extreme Regenwurmtätigkeit.

DEUTSCHE STANDORTE

Als Untersuchungsgebiete auf Deutschen Staatsgebiet wurden vier Standorte auf der Testfläche Viehwegacker nordwestlich von Müllheim ausgewählt (Abb. 2.1.2.10).

occasionnels. Un enracinement dense ne se rencontre que dans l'horizon Ap. L'activité très forte des vers de terre est étonnante sur ce site.

SITES ALLEMANDS

Quatre sites ont été choisis comme zone d'étude sur le territoire national allemand, sur la zone test de Viehwegacker au nord-ouest de Müllheim (Fig. 2.1.2.10).

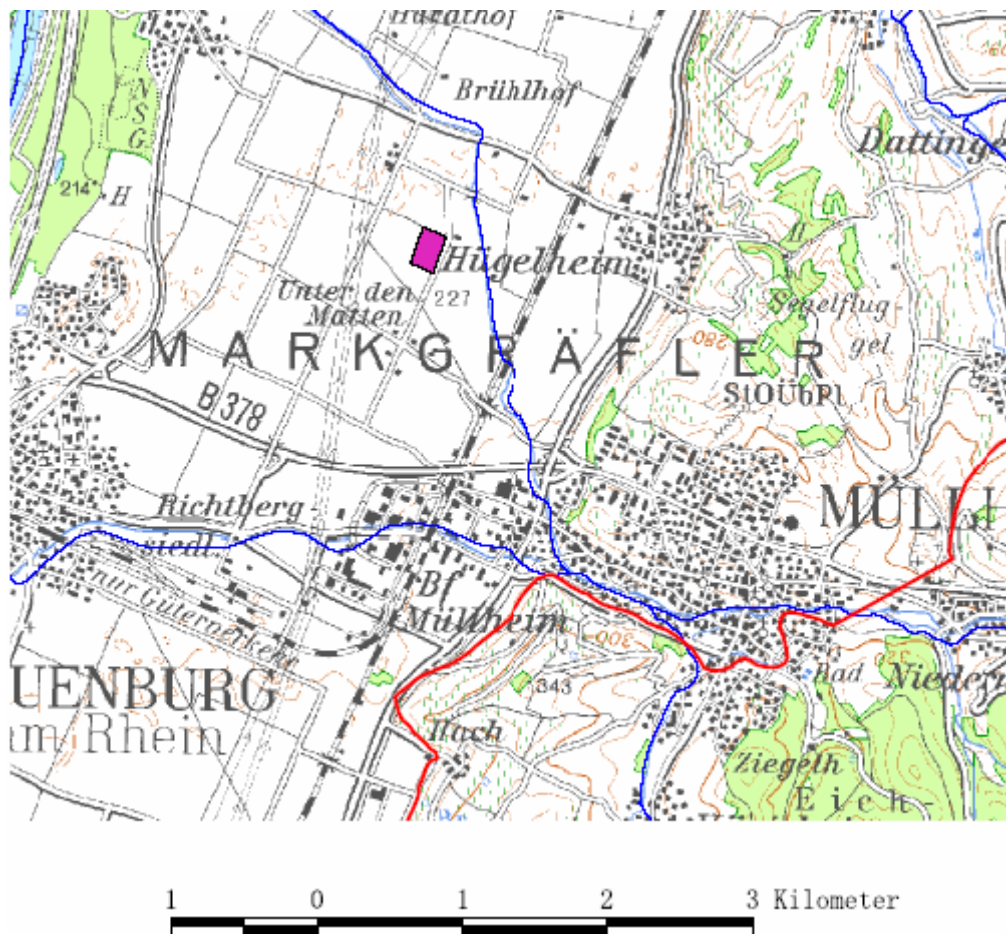


Abb. 2.1.2.10. Lage der Testflächen Viehwegacker zwischen Müllheim und Neuenburg am Rhein (aus Zehner & Rau, 2006).
 Fig. 2.1.2.10 : Situation de la zone d'étude Viehwegacker entre Müllheim et Neuenburg am Rhein (d'après Zehner & Rau, 2006).

Alle vier Standorte zeichnen sich durch eine 60 cm tiefe Kalk-Schotter-Parabraunerde über Rheinschotter aus. Der Ah/Ap-Horizont ist mit 10-30 cm eher geringmächtig, jedoch mit 65 % ziemlich skelettreich. Während an der Bodenoberfläche sandiger Lehm vorherrscht, verändert sich das Bodenprofil mit der Tiefe zu einem fast reinen Sand. Dabei nimmt der Skelettanteil mit der Tiefe von 65 % auf 80 % zu. Währenddessen schwankt die Lagerungs-

Les quatre sites se distinguent par un sol de type brun lessivé calcaire et alluvial sur alluvions du Rhin. Avec 10 à 30 cm, l'horizon Ah/Ap est plutôt mince, mais assez riche en pierres avec une pierrosité de 65%. Un loess décalcifié et sableux domine en surface, tandis qu'en profondeur, la texture passe presque à un sable pur. La pierrosité augmente cependant de 65 à 80% avec la profondeur, alors que la densité apparente elle, varie. La valeur maximale

dichte: Mit 1.59 g/cm^3 wird der höchste Wert im Bv-Horizont zwischen 20-40 cm Tiefe erreicht, womit eine deutlich höhere Lagerungsdichte vorhanden ist als an den schweizerischen Standorten (mit Ausnahme des Sportplatzes). Der Totalkohlenstoffgehalt ist mit 0.8-1.3 % ziemlich niedrig. Das C/N-Verhältnis von 7-9 spricht jedoch für einen im Vergleich zum Kohlenstoffgehalt eher hohen Anteil Stickstoff.

FRANZÖSISCHE STANDORTE

Während der Standort 17a direkt am Hangfuss der Vogesen liegt, befinden sich die anderen drei Standorte alle zwischen 1-2 km vom Hangfuss entfernt in der Rheinebene.

Der Standort 4 zeichnet sich aus durch eine Lösslehm-Parabraunerde. Der Ah-Horizont ist mit 20 cm eher geringmächtig. Der Skelettgehalt ist selbst bis in 1 m Tiefe geringer als 5 %. Der schluffig-sandige Lehm weist an der Oberfläche mit 1.32 g/cm^3 eine höhere Lagerungsdichte auf als die schweizerischen Standorte. Unterhalb des Ah nimmt die Lagerungsdichte sogar auf 1.7 g/cm^3 zu. Der Kohlenstoffgehalt von 1.4-1.7 ist eher tief, während das C/N-Verhältnis bei 9 lag. Die Wurzeln reichen bis in eine Tiefe von ca. 75 cm.

Standort 13a ist eine Schotter-Parabraunerde über Rheinschotter. Der Ah-Horizont ist mit 10 cm sehr geringmächtig. Der anstehende Schotter beginnt bereits in einer Tiefe von 45 cm. Auch fand sich hier der skelettreichste Boden aller Untersuchungsstandorte mit 49 % an der Bodenoberfläche und 89% bereits in 30-45 cm Tiefe. Zudem ist der Feinboden stark sandig. Die Lagerungsdichte liegt mit $1.2-1.7 \text{ g/cm}^3$ je nach Tiefe entsprechend hoch. Der C-Gehalt liegt bei 1.04-1.7 %, während das C/N-Verhältnis 9.8-14.4 beträgt, was für die französischen Standorte eher hoch ist. Die Wurzeln reichen ca. bis 55 cm.

Am Standort 17a findet sich eine Parabraunerde. Der Ah-Horizont ist mit 20 cm eher geringmächtig. Der C-Horizont beginnt trotz der Hangfusslage bereits bei 55 cm Tiefe. Jedoch ist der Boden relativ skelettarm (Ah-Bt: zwischen 8-3 %, Cv: 45%). Der Feinboden bildet einen schluffig-sandiger Lehm.

de 1.59 g/cm^3 est atteinte dans l'horizon Bv entre 20 et 40 cm de profondeur, soit une valeur nettement plus élevée que dans les sites suisses (à l'exception du Terrain de sport). La teneur totale en carbone comprise entre 0,8 et 1,3 % est assez basse. Le rapport C/N, compris entre 7 et 9, prêche toutefois pour une teneur en azote élevée en comparaison de la teneur en carbone.

SITES FRANÇAIS

Alors que le site 17a se situe directement au pied du versant vosgien, les trois autres sites en sont éloignés de 1 à 2 km en direction de la plaine du Rhin.

Le site 4 se distingue par un sol brun lessivé sur lœss décarbonaté. Avec 20 cm, l'horizon Ah est plutôt mince. La pierrosité est même inférieure à 5% jusqu'à 1 m de profondeur. Le lœss décalcifié silto-sableux présente, avec 1.32 g/cm^3 en surface, une densité apparente plus élevée que les sites suisses. Au-dessous de l'horizon Ah, la densité apparente augmente même à 1.7 g/cm^3 . La teneur en carbone comprise entre 1,4 et 1,7 % est assez basse, tandis que le rapport C/N est de 9. Les racines atteignent une profondeur d'environ 75 cm.

Le site 13a a un sol de type brun lessivé alluvial sur alluvions du Rhin. Avec 10 cm, l'horizon Ah est très mince. Les alluvions commencent à partir d'une profondeur de 45 cm. Avec 49% de pierrosité en surface et déjà 89% entre 30 et 45 cm, ce sol est le plus pierreux de tous les sites étudiés. De plus, la fraction fine est très sableuse. La densité apparente, comprise entre 1,2 et 1.7 g/cm^3 selon la profondeur, est par conséquent élevée. La teneur en carbone comprise entre 1,04 et 1,7 % et le rapport C/N compris entre 9,8 et 14,4 sont assez élevés pour les sites français. Les racines atteignent une profondeur d'environ 55 cm.

Sur le site 17a se trouve un sol brun lessivé Avec 20 cm, l'horizon Ah est plutôt mince. L'horizon C commence dès 55 cm malgré la situation en bas de versant. Le sol est toutefois relativement peu pierreux (Ah-Bt : 8 à 3 % ; Cv : 45 %). La fraction fine donne un loess décalcifié silto-sableux. La densité

Die Lagerungsdichte ist mit durchgehend 1.69-1.76 die höchste aller Untersuchungsstandorte. Der C-Gehalt liegt um 1 % und das C/N-Verhältnis zwischen 8-9. Die Wurzeln finden sich fast ausschliesslich im Ah-Horizont.

Der Standort 21 ist eine Löss-Braunerde. Sie zeichnet sich aus durch einen geringen Skelettgehalt von 10 % im mit 20 cm eher geringmächtigen Ah-Horizont bis zu 7 % im C-Horizont. Der Feinboden besteht mit 50-60% zu einem hohen Anteil aus sandigem Schluff. Die Lagerungsdichte liegt mit 1.48-1.78 g/cm³ am oberen Ende aller Untersuchungsstandorte. Der C-Gehalt liegt bei 1.1-1.6 %, das C/N-Verhältnis zwischen 8.5-9.8. Wurzeln finden sich nur wenige und diese ausschliesslich im Ah-Horizont.

Tabelle 2.1.2.1 gibt einen Überblick über die Böden der untersuchten Standorte in der Schweiz, Deutschland und Frankreich.

apparente, augmentant de 1,69 à 1,76 g/cm³ est la valeur la plus élevée de tous les sites étudiés. La teneur en carbone est voisine de 1 % et le rapport C/N compris entre 8 et 9. Les racines se trouvent presque exclusivement dans l'horizon Ah.

Le site 21 a un sol de type brun loessique. Il se distingue par une faible pierrosité de 10% au niveau de l'horizon Ah, plutôt peu épais, et de 7% dans l'horizon C. La fraction fine est majoritairement (50-60%) silto-sableuse. La densité apparente, comprise entre 1,48 et 1,78 g/cm³ se situe à la limite supérieure de l'ensemble des sites étudiés. La teneur en carbone est comprise entre 1,1 et 1,6 % et le rapport C/N entre 8,5 et 9,8. Il y a peu de racines et exclusivement dans l'horizon Ah.

Le tableau 2.1.2.1 fournit une vue d'ensemble sur les sols en Suisse, en Allemagne et en France.

Tab. 2.1.2.1: Bodenphysikalische Charakterisierung der Böden an den schweizerischen, deutschen und französischen Untersuchungsstandorten.

Tab. 2.1.2.1: *Propriétés physiques et pédologiques des sols des sites suisses, allemands et français étudiés.*

Schweiz / Suisse

	Boden Ansprache Substrat - Types de sol	Boden Bezeichnung Subdivision du sol	Skelett / Pierre [%]	Sand / Sable [%]	Schluff / Silt [%]	Ton / Argile [%]	Poren-volumen PV Porosité [%]		Lagerungs- dichte Densité appa- rente [g/cm ³]	Kultur Culture
							A	B		
Gemüse Légumes	Löss-Braunerde-Pararendzina <i>Löss - Sol brun Pararendzine</i>						A	56.50	1.15	Gemüse <i>légumes</i>
							B	54.72	1.20	
Buntbrache Jachère florale	Kalk-Schotter- Braunerde <i>Alluvions calcaires - Sol brun</i>						A	54.93	1.19	Seit 1997 Buntbrache <i>jachère florale depuis 1997</i>
							B	53.23	1.24	
Kleegras Trèfle	Kalk-Schotter- Braunerde <i>Alluvions calcaires - Sol brun</i>									2003 Kunstwiese + Klee/ <i>prairie artificielle et trèfle</i> 2004 Weizen, Raps / <i>blé, colza</i>
Wald Forêt	Kalk-Schotter- Braunerde <i>Alluvions calcaires - Sol brun</i>	AhBv 0 – 25 cm	20	32	45	23	63.67	0.96	Wald <i>forêt</i>	
		BvC 25 -60 cm	83	65	23	12	54.57	1.20		
		C > 60cm	96	66	24	10				
Raps Colza	Kalk-Schotter- Braunerde <i>Alluvions calcaires - Sol brun</i>									2003 Raps / <i>colza</i> , 2004 Weizen, Wintergerste/ <i>blé, orge d'hiver</i>
Weizen Blé	Kalk-Schotter- Braunerde <i>Alluvions calcaires - Sol brun</i>	AhBv 0-30cm	16	26	46	28	61.60	1.02	2003 Triticale / <i>triticale</i> 2004 Wiese, Wintergerste / <i>prairie, orge d'hiver</i>	
		BvC 30-120cm	88	53	27	20	53.18	1.24		
		C >120cm	84	73	20	6				
Sportplatz Terrain de sport	Kultsol (Accusol) <i>Kultsol (accusol)</i>	Ap 0-20cm	48	43	32	27	46.57	1.42	Kunstrasen / <i>gazon artificiel</i>	
		BvC 20-60cm	52	47	24	28	42.86	1.51		

Deutschland / Allemagne

	Boden Ansprache Substrat - Types de sol	Boden Bezeichnung Subdivision du sol	Skelett / Pierre [%]	Sand / Sable [%]	Schluff / Silt [%]	Ton / Argile [%]	Poren-volumen PV Porosité [%]	Lagerungs- dichte Densité apparente [g/cm ³]	Kultur Culture
Müllheim Standort 1 Site 1	Schotter- Parabraunerde Alluvions - Sol brun lessivé	Ah 0-20 cm	65	35	43	21	46.60	1.42	2003 Facelia / phacélie 2004 Weizen, Mais / blé, maïs
		Bv 20-40cm	77	40	41	19	40.17	1.59	
		Bt 40-60cm	74	44	24	32	48.83	1.36	
		C > 60cm	80	70	10	20	42.59	1.52	
Müllheim Standort 2 Site 2	Wie Standort 1 comme le site 1	Wie Standort 1 comme le site 1							2003 Maisbrache / jachère de maïs 2004 Rüben, Raps, Brache / betteraves, colza, jachère
Müllheim Stan- dort 3 Site 3	Wie Standort 1 comme le site 1	Wie Standort 1 comme le site 1							2003 Raps / colza 2004 Brache, Getreide / ja- chère, céréales
Müllheim Standort 4 Site 4	Wie Standort 1 comme le site 1	Wie Standort 1 comme le site 1							2003 Weizen / blé 2004 Facelia, Mais / phacélie maïs

Frankreich / France

17a	Parabraunerde Sol brun lessivé	Ah 0-20 cm	8	31	47	22	36.22	1.69	2003 Mais / maïs 2004 Brache, Mais / jachère, maïs
		AIBv 20-35cm	4	52	31	16	35.83	1.70	
		BtBvt 35-55cm	3	20	44	35	33.63	1.76	
		Cv 55-100cm	45	33	43	24	35.86	1.70	
13a	Schotter-Parabraunerde Alluvions - Sol brun lessivé	Ah 0-10cm	49	61	28	11	44.11	1.48	2003 Saatbeet / plate-bande 2004 Mais / maïs
		Al 10-30cm	82	62	27	11	55.05	1.19	
		Bt 30-45cm	89	61	18	21	45.26	1.45	
		Cv >45cm	88	72	15	13	34.48	1.74	
21	Löss-Braunerde Loess - Sol brun	Ah 0-20cm	10	37	50	13	44.16	1.48	2003 Saatbeet / plate-bande 2004 Mais / maïs
		Bv 20-45cm	9	24	61	15	32.77	1.78	
		BvCv 45-80cm	3	21	67	12	41.94	1.54	
		C >80cm	7	19	72	10	50.15	1.32	
4	Lösslehm-Braunerde Loess décalcifié - Sol brun	Ah 0-20cm	6	31	46	23	50.31	1.32	2003 Weizen / blé 2004 Weizen / blé
		BvCv 20-65cm	2	31	50	19	37.47	1.66	
		C >65cm	3	27	50	22	36.38	1.69	

2.1.3 BODENWASSERPROBENNAHME MITTELS SAUGKERZEN UND SAUGPLATTEN

An den Standorten Gemüse, Weizen, Klee gras, Raps, Wald, Waldgrube und Sportplatz wurden zur Gewinnung des Bodenwassers jeweils 4 Saugkerzen auf 60 cm Tiefe installiert (Waldgrube: 100 cm Tiefe). Die verwendeten Saugkerzen waren äquivalent zum Soil Water Sampler (Model 1900, Soil Moisture Equipment Corp., USA) und bestanden aus einem Keramikkopf (Länge: 6 cm; Innendurchmesser: 5 cm; Porendurchmesser: ca. 1 µm) und einem PVC-Rohr (Länge: variabel, mind. 60 cm; Innendurchmesser: 5 cm). Das PVC-Rohr wurde am oberen Ende mit einem Kautschukstopfen abgedichtet. Das durch diesen Stopfen geführte Entnahmeröhrchen konnte mit einer Klemme verschlossen werden. Mit Hilfe eines am Entnahmeröhrchen angelegten Unterdrucks von 65 cbar wird Bodenwasser durch den porösen Kopf in das Rohr hineingesaugt. Anschliessend wird das Bodenwasser über das Entnahmeröhrchen aus dem Rohr in ein Sammelgefäss abgezogen (Abb. 2.1.3.1). Die Saugkerzen wurden in einem zweiwöchentlichen Rhythmus beprobt. Der Unterdruck wurde dabei direkt nach der Probennahme wieder frisch angelegt.

2.1.3 PRELEVEMENT D'EAU DU SOL A L'AIDE DE BOUGIES ET DE PLAQUES POREUSES.

Sur chacun des sites Légumes, Blé, Trèfle, Colza, Forêt, Forêt-fosse et Terrain de sport, quatre bougies poreuses ont été mises en place à 60 cm de profondeur afin de récupérer de l'eau du sol (Forêt-fosse : 100 cm). Les bougies poreuses sont équivalentes au Soil Water Sampler (Model 1900, Soil Moisture Equipment Corp., USA) et se composent d'une tête en céramique (longueur : 6 cm ; diamètre intérieur : 5 cm ; ouverture des pores : env. 1 µm) et d'un tube en PVC (longueur : variable, 60 cm au minimum ; diamètre intérieur : 5 cm). La partie supérieure du tube en PVC est étanchéifiée par un bouchon en caoutchouc. Le petit tube de prélèvement traversant ce bouchon peut être obturé avec une pince. L'application d'une dépression de 65 cbar, au moyen du tube de prélèvement, permet d'aspirer l'eau du sol à l'intérieur du tube en PVC, à travers la tête en céramique. L'eau du sol est ensuite soutirée du tube PVC par le petit tube dans un récipient de collecte (Fig. 2.1.3.1). Les bougies poreuses ont été prélevées toutes les deux semaines. La dépression était rétablie immédiatement après le prélèvement.

Fig. 8

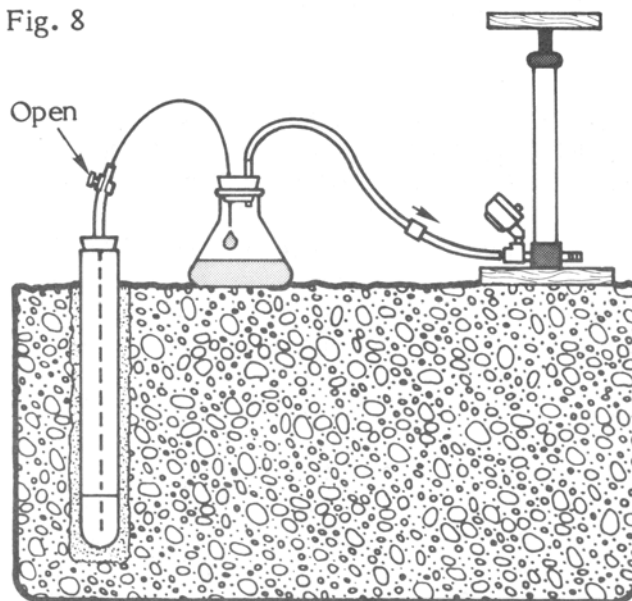


Abb. 2.1.3.1: Entnahme von Bodenwasserproben aus Saugkerzen (aus Soil Moisture Equipment Corp., Santa Barbara, USA, ca. 1995: Bedienungsanleitung zur Pumpe 2006G).

Fig. 2.1.3.1 : Prélèvement d'eau du sol à partir de bougies poreuses (d'après Soil Moisture Equipment Corp., Santa Barbara, USA, vers 1995 : mode d'emploi de la pompe 2006G).

Mit einem Holländerbohrer wurde zur Installation der Saugkerzen bis in 65 cm Bodentiefe ein Loch vorgebohrt. Um einen guten Kontakt zwischen Kerzenkopf und der Bodenmatrix herzustellen, wurde Material aus dem tiefsten Bereich des Bohrlochs mit etwas destilliertem Wasser aufgeschlämmt und zurück in das Loch gefüllt. Danach wurde die Kerze in das Bohrloch eingebracht und die bestehende Lücke zwischen dem Kerzenrohr und dem Boden (ca. 1 cm) mit dem horizontweise separierten Erdmaterial dicht aufgefüllt. Vor der ersten Beprobung der Kerzen wurde eine Frist von 3 Monaten abgewartet.

An den Standorten Saugplatte Weizen und Saugplatte Wald wurden zudem auf 2 m Bodentiefe je zwei Saugplatten eingebracht. Dazu wurde an diesen Standorten mit Schaufeln eine 2 m tiefe Boden-grube erstellt, anschliessend die aus einer Polyamidmembran mit einem Porengrösse von 0.45 µm auf einem Polyethylen-Stützkörper bestehende Saugplatte (ecoTech, D) waagrecht auf den Boden der Grube gelegt und mit Feinbodenmaterial eingeschlämmt, um einen hydraulischen Anschluss an den Boden zu gewährleisten. Danach wurde die Grube entsprechend der natürlichen Bodenschichtung sorgfältig wieder verfüllt. Das Bodenwasser konnte mit einem Polyamidschlauch abgesaugt werden.

2.2 MESSSTELLEN VON GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSER

Das Grundwasser und Oberflächenwasser wurde von Oktober 2003 bis Oktober 2005 beprobt. Der Beprobungsrhythmus lag im ersten Jahr bei 14 Tagen, im zweiten bei einem Monat. Abbildung 2.5.3.1 gibt einen Überblick über die Messstellen. Die Probennahmen in den Piezometern erfolgten mittels Schöpfproben. Wie mittels Pumpversuchen festgestellt, gibt es aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeit keine Unterschiede in den Nitratkonzentrationen von geschöpften und gepumpten Proben. Zusätzlich zu den Piezometern wurden eine Quelle im Untersuchungsgebiet, die Oberflächen-gewässer Dorfbach, Leibach und Birs sowie die

Un trou de 65 cm de profondeur a été réalisé dans le sol à la tarière hollandaise pour l'installation des bougies poreuses. Un bon contact entre la tête en céramique et la matrice du sol a été réalisé en comblant le fond du trou avec du matériau prélevé à ce niveau et préalablement ramolli avec de l'eau distillée. La bougie a ensuite été mise dans le trou et l'espace annulaire entre le tube de la bougie et le sol (env. 1 cm) a été hermétiquement rempli avec le matériau provenant des horizons de sol successifs. Un délai de trois mois a été respecté avant de procéder au premier prélèvement d'eau du sol.

Sur chacun des sites Blé-plaque et Forêt-plaque, deux plaques poreuses ont été installées en plus à 2 m de profondeur. Pour cela, une fosse de 2 m de profondeur a été creusée à la pelle sur ces sites. La plaque poreuse (ecoTech, D), constituée d'une membrane en polyamide d'une épaisseur de 0,45 µm reposant sur un corps en polyéthylène, a été placée horizontalement au fond de la fosse, puis envoyée dans de la boue, réalisée avec la fraction fine du sol, afin d'assurer un contact hydraulique avec le sol. Ensuite, la fosse a été soigneusement recomblée en reconstituant les différentes couches naturelles du sol. L'eau du sol pouvait être aspirée au moyen d'un tuyau en polyamide.

2.2 STATIONS DE MESURES DES EAUX SOUTERRAINES ET SUPERFICIELLES

Les eaux souterraines et superficielles ont été prélevées de octobre 2003 à octobre 2005, à un rythme bimensuel la première année et mensuel la seconde. La figure 2.5.3.1 fournit une vue d'ensemble des stations de mesures. Les prélèvements dans les piézomètres ont été réalisés au moyen d'un tube plongeur. Les pompages d'essai ont confirmé que, grâce à la conductivité hydraulique élevée, il n'y avait pas de différence entre les concentrations en nitrates des prélèvements obtenus par pompage ou par tube-plongeur. En plus des piézomètres, une source de la zone d'étude, les eaux superficielles du Dorfbach, du

Drainagesystemen Butthollen und Tannmatt regelmässig beprobt.

2.3 LABORANALYTIK

2.3.1 BESTIMMUNG DES MINERALISIERTEN STICKSTOFFS (NMIN) NACH SCHARPF

In einer 100 mL PE-Probenflasche wurde eine Menge einer feldfrischen Bodenprobe, die 20 g Trockensubstanz entsprach, eingewogen, mit 80 mL 1 n NaCl+0.1 n CaCl₂-Lösung versetzt und bei 200 U*min⁻¹ eine Stunde lang geschüttelt. Danach wurde die Lösung über Papier-Faltenfilter abfiltriert. Zur Bestimmung des Ammoniumgehalts mittels einer gassensitiven Elektrode (Ammoniak-Elektrode 6.0506.010 und pH/Ion Meter 692; Metrohm, CH) wurden 2 mL 10 M NaOH einer Aliquotprobe von 10 mL zugegeben. Danach wurde das Aliquot mit einer Spatelspitze pulverisierter Devarda-Legierung (50 % Cu, 45 % Al, 5 % Zn) versetzt und nach einer Minute mit der Elektrode der Nitratgehalt bestimmt.

2.3.2 INFILTRATIONSKAPAZITÄT

Mit der Infiltrationskapazität wird das Vermögen des Bodens bezeichnet, Wasser aufzunehmen und damit die Bodenfeuchte zu erhöhen, bzw. den Bodenwasserspeicher aufzufüllen. Zur Bestimmung der Infiltrationskapazität wurde ein Doppelringinfiltrimeter verwendet (Abb. 2.3.2.1). Dabei wurde zuerst ein innerer Edelstahlring mit ca. 10 cm Durchmesser ca. 5 cm tief gleichmässig in den Boden eingeschlagen. Anschliessend folgte konzentrisch der äussere Ring von ca. 15 cm Durchmesser. Beide Ringe wurden gleichzeitig mit Wasser gefüllt. Die Funktion des äusseren Ringes ist es, Randeffekte zum angrenzenden Boden hin und ein Divergieren des Wassers zu vermindern. Das Wasser im inneren Ring versickert damit praktisch vollständig vertikal. Bei den schotterhaltigen Böden wurde eine hohe Infiltrationsrate erwartet. Der kleine Ringdurchmesser wurde daher gewählt, um den logistischen Aufwand beim Transport des Wassers zu minimieren.

Leibach et de la Birse, ainsi que les réseaux de drainage du Butthollen et du Tannmatt ont fait l'objet de prélèvements réguliers.

2.3 ANALYSES AU LABORATOIRE

2.3.1 DETERMINATION DE L'AZOTE MINERALISE (NMIN) D'APRES SCHARPF

Dans un flacon en PET de 100 ml, une quantité pesée de sol frais, représentant 20 g de matière sèche, est mélangée avec 80 ml d'une solution de NaCl 1N - CaCl₂ 0,1 N puis agitée à 200 tours/mn pendant une heure. La solution est ensuite filtrée sur du papier filtre. L'analyse de la teneur en ammonium se fait avec une fraction aliquote de 10 ml additionné de 2 ml de NaOH 10M et une électrode sensible au gaz (électrode ammoniacale 6.0506.010 et pH/ionomètre 692, Metrohm, CH). L'aliquote est ensuite mélangé à une pointe de spatule de poudre d'alliage Devarda (50% Cu, 45% Ag, 5% Zn). Au bout d'une minute, la teneur en nitrates est mesurée avec l'électrode.

2.3.2 CAPACITE D'INFILTRATION

La capacité d'infiltration caractérise la propriété du sol d'absorber de l'eau, afin d'augmenter l'humidité du sol et de remplir la réserve en eau du sol. La capacité d'infiltration est mesurée à l'aide d'un infiltromètre à double anneau (Fig. 2.3.2.1). L'anneau en acier inox, de diamètre intérieur 10 cm, est d'abord régulièrement enfoncé à environ 5 cm de profondeur, puis vient l'anneau extérieur, d'environ 15 cm de diamètre. Les deux anneaux sont remplis d'eau en même temps. L'anneau extérieur a pour fonction de limiter les effets de bordure avec le sol avoisinant et de diminuer les pertes latérales d'eau. L'eau s'infiltré ainsi presque entièrement selon la verticale dans l'anneau intérieur. Une vitesse d'infiltration élevée était attendue dans les sols alluviaux. Le diamètre réduit des anneaux a donc été choisi pour des raisons de logistique, afin de minimiser les transport d'eau.



Abb. 2.3.2.1: Beispiele von Doppelringinfiltrometern von Eijkelkamp.
 (Quelle: http://www.eijkelkamp.com/images/normal_134p1.61-1.jpg)
 Fig. 2.3.2.1 : Exemple d'infiltromètre à double anneau de Eijkelkamp.
 (Source : http://www.eijkelkamp.com/images/normal_134p1.61-1.jpg)

Die Infiltrationsrate ist zu Beginn relativ hoch, da der ungesättigte Boden das Wasser schnell schluckt. Mit zunehmender Sättigung sinkt die Infiltrationsrate und erreicht schlussendlich einen konstanten Wert (Endinfiltrationsrate). Diese ergibt die Infiltrationsrate für den gemessenen Standort in mm/min.

Au début, la vitesse d'infiltration est relativement élevée, car le sol non saturé absorbe vite. Au fur et à mesure de l'augmentation de la saturation, la vitesse d'infiltration baisse pour atteindre finalement une valeur constante (vitesse d'infiltration finale), qui donne la vitesse d'infiltration du site mesuré en mm/mn.

2.3.3 MIKROBIELLE BODENRESPIRATION

Biologische Aktivitäten durch Mikroorganismen im Porensystem des Bodens sind bei der Prozessierung von organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen sehr entscheidend. Die Freisetzung von CO₂ als Endprodukt des aeroben mikrobiellen Abbaus (Bodenrespiration) erlaubt eine gute Aussage über die Aktivität eines bestimmten Bodenhorizontes bzw. einer Bodenfläche [WÜTHRICH 1994: 31ff.; WÜTHRICH et al.1999]. Deshalb wurde die Produktion an CO₂ in Abhängigkeit von jahreszeitlicher Variabilität als indirekten Indikator für die Stickstoffmineralisierung untersucht.

Zur Messung der CO₂-Flüsse wurde an allen Untersuchungsstandorten jeweils ein Aluminium-Rahmen (35*35*10 cm) ca. 5 cm tief installiert. Während der Messung wurde eine Plexiglas-Messkammer gasdicht auf diesen Rahmen gesetzt (Abb. 2.3.3.1). Durch die Messkammer wurden

2.3.3 RESPIRATION MICROBIENNE

L'activité biologique des microorganismes présents dans le réseau de pores du sol est décisive pour la formation des liaisons azotées organiques et anorganiques. En tant que produit final de la décomposition microbienne aérobie (respiration du sol), la libération de CO₂ fournit une bonne image de l'activité du sol en surface ou d'un horizon donné [WÜTHRICH 1994: 31ff.; WÜTHRICH et al.1999]. La variabilité saisonnière de la production de CO₂ a donc été analysée comme indicateur indirect de la minéralisation de l'azote.

Pour la mesure des flux de CO₂, un cadre en aluminium (35x35x10 cm) a été installé à environ 5 cm de profondeur sur chacun des sites étudiés. Une chambre de mesures en plexiglas, étanche au gaz, est placée sur ce cadre pendant la mesure (Fig. 2.3.3.1). L'air extérieur est aspiré à

1000 mL*min⁻¹ Aussenluft aus einem Mischkolben gepumpt (Flow-Control Unit, DMP, CH), ebenso wie durch eine geschlossene, aber leere Referenzkammer, welche das gleiche Volumen wie die Messkammer aufwies. Ein Infrarotgasanalysator (IRGA; LI6252, LICOR, USA) verglich die CO₂-Gehalte der beiden Volumenströme (offenes, differentielles Messsystem). Der CO₂-Anstieg in der Messkammer wurde über fünf Minuten gemessen. Die kurze Messdauer diente der Vermeidung eines Kammereffektes (Erhöhung der Bodenrespiration durch Erwärmung, Veränderung der CO₂-Emission durch Änderung der Partialluftdrucke). Weitere Massnahmen zur Vermeidung des Kammereffektes waren die Abdunkelung der Mess- und der Referenzkammer sowie der Betrieb eines kleinen Ventilators zur Luftumwälzung in der Messkammer. Die ganze Anlage wurde über eine 12 V-Batterie mit Strom versorgt.

Mittels einer Differenzialgleichung wurde der CO₂-Fluss aus Anfangs- und Endpunkt der Messung bestimmt. Mit Hilfe von Temperatur, Luftdruck, Luftstrom, durchströmten Volumen und dem CO₂-Fluss konnte schlussendlich die CO₂-Emission pro Flächen- und Zeiteinheit angegeben werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Methode keine Angabe über die Bodentiefe ermöglicht, aus welcher das emittierte CO₂ stammt. Es ist beim verwendeten Volumenstrom von 1000 mL*min⁻¹ und der Einstichtiefe von 5 cm davon auszugehen, dass in der Regel nur die obersten 5-10 cm des Bodens beteiligt sind. Mit dieser Methode kann nicht zwischen der Wurzelrespiration und der reinen mikrobiellen Respiration von Bakterien und Pilzen unterschieden werden. Nach Trüby (1998) liegt der Anteil der Wurzelrespiration an der gesamten Bodenrespiration bei 30 %.

1000 ml/mn à travers la chambre de mesures par un piston mélangeur (Flow-Control Unit, DMP, CH), ainsi qu'à travers une chambre de référence, fermée mais vide, de même volume que la chambre de mesures. Un analyseur de gaz à infrarouge (IRGA ; LI6252, LICOR, USA) compare les teneurs en CO₂ des deux flux (système ouvert, système différentiel). La montée du CO₂ dans la chambre de mesures a été mesurée au bout de cinq minutes. La faible durée de mesure a pour but d'éviter l'effet de chambre (stimulation de la respiration du sol par échauffement, modification de l'émission de CO₂ par changement de la pression d'air partielle). Afin d'éviter l'effet de chambre, des mesures complémentaires ont consisté à obscurcir les chambres de mesures et de référence, et à installer un petit ventilateur chargé de faire circuler l'air dans la chambre de mesures. Toute l'installation était alimentée électriquement par une batterie de 12 V.

Une équation différentielle permet de mesurer le flux de CO₂ à partir des mesures de départ et d'arrivée. La température, la pression et le débit d'air, ainsi que le flux de CO₂ permettent finalement de renseigner sur l'émission de CO₂ par unité de surface et de temps. Il faut signaler que cette méthode ne fournit pas de renseignement sur l'horizon du sol qui émet le CO₂. Avec le débit employé de 1000 ml/mn et la profondeur de mise en place de 5 cm, seuls les 5 à 10 cm supérieurs du sol sont supposés participer. Cette méthode ne permet pas de différencier la respiration des racines de la respiration purement microbienne des bactéries et des champignons. Selon Trüby (1998), la part de la respiration des racines représente environ 30 % de la respiration totale du sol.

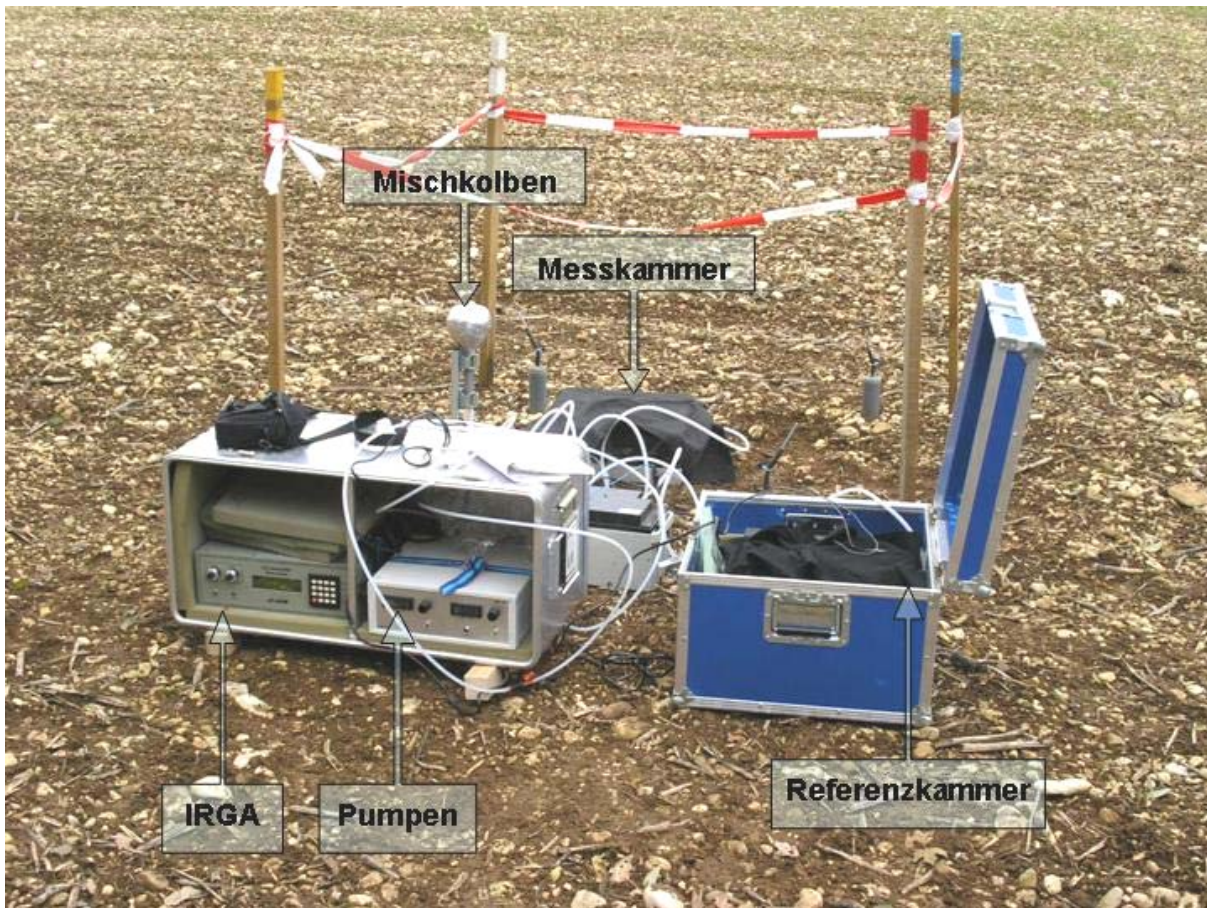


Abb. 2.3.3.1: Ansicht einer Bodenrespirations-Messanordnung (am Standort Raps). Zur Vermeidung einer Erwärmung werden Mess- und Referenzkammer während der Messung mit schwarzen Tüchern abgedeckt.

Fig. 2.3.3.1: Vue du dispositif de mesures de la respiration du sol (site Colza). Les chambres de mesures et de référence sont couvertes d'un tissu noir afin de prévenir tout échauffement pendant la mesure.

(Pumpen : Pompes, Referenzkammer : Chambre de référence, Messkammer : Chambre des mesures, Mischkolben : Tube mélangeur)

2.3.4 KORNGRÖSSENBESTIMMUNG

Vor der Größenbestimmung der mineralischen Fraktion der Bodenproben wurden die organischen Anteile des Bodens mittels einer nassen Oxidation vernichtet. Dazu wurden 80 g luftgetrockneter Feinboden (<2.0 mm Durchmesser) in einem 1 L-Becherglas mit 300 mL 3%igem H_2O_2 versetzt und während 15 Minuten im Wasserbad ($80^\circ C$) gelagert. Danach wurde die Suspension in einen Erlenmeyerkolben mit Schliff überführt. Nach Klarwerden der Suspension über Nacht wurde der Überstand mittels Wasserstrahlpumpe abgesaugt und der Rückstand, der nun nur noch aus mineralischen Partikeln bestand, zur Dispergierung der Bodenaggregate mit 80 mL 1%igem Natriumhexametaphosphat ($NaPO_3)_6$ versetzt. Diese Suspension wurde über 4 Stunden bei 95 Umdrehungen pro Minute geschüttelt.

Nach der Schüttelphase erfolgte eine Nasssiegung über einen Siebsatz mit 1.0, 0.5, 0.25, 0.125 und

2.3.4 ANALYSE GRANULOMETRIQUE

La fraction organique du sol a été éliminée par oxydation humide, préalablement à la détermination de la granulométrie de la fraction minérale. Pour ce faire, dans un bécher en verre de 1l, 80 g de sol séché à l'air et tamisé (<2,0 mm de diamètre) sont mélangés à 300 ml de H_2O_2 à 3% et conservés pendant 15 minutes dans un bain-marie à $80^\circ C$. La suspension est ensuite transférée dans un Erlenmeyer à bouchon rodé. Après avoir laissé la suspension décanter une nuit, le surnageant est extrait avec une Pompe à vide à courant d'eau et le résidu, qui ne contient plus alors que des particules minérales, est mélangé à 80 ml d'hexamétaphosphate de sodium à 1% ($NaPO_3)_6$, afin de disperser les agrégats du sol. La suspension est ensuite agitée pendant 4 heures à 95 t/mn.

Après l'agitation, le tamisage par voie humide utilise des tamis de maille 1,0, 0,5, 0,25, 0,125 et

0,063 mm Maschenweite. Die Siebe wurden über Nacht bei 105 °C getrocknet und danach gewogen. Der Durchfluss aus der Nasssiebung wurde in einem 10 L-Kessel aufgefangen. Das feine Bodenmaterial setzte sich danach über 48 Stunden ab. Anschliessend wurde fast der gesamte klare Überstand abgesaugt. Aus dem aufgeschlammten Rest wurde ein aliquoter Teil (entsprechend 5 g Bodenmaterial) entnommen und im Sedigraph (Sedigraph 5100, Micromeritics) zur Bestimmung der Schluff- und Tonfraktion analysiert. Dabei wird mittels Röntgenstrahlen die Sinkgeschwindigkeit der Bodenpartikel bestimmt, woraus die Grösse der Partikel abgeleitet wird.

2.3.5 PORENVOLUMEN UND LAGERUNGSDICHTE

Zur Messung von Porenvolumen und Lagerungsdichte wurden an allen Standorten im Gebiet Reinach jeweils mit einem Stechzylinder (100 cm³ Volumen) 5 cm tiefe Proben an der Bodenoberfläche gewonnen. Zur Behebung der Fehlstellen auf der Ober- und Unterseite der Stechzylinder wurden diese mittels Quarzsand aufgefüllt und mit einer Glasplatte plan gezogen. Aus dem Gewicht des verwendeten Quarzsandes kann über die Dichte von Quarz ($d_f = 2.65 \text{ g cm}^{-3}$) das Volumen der Fehlstellen errechnet werden. Die Stechzylinderproben wurden bei 105°C über 24 h getrocknet und danach gewogen.

Über folgende Formel lässt sich die Lagerungsdichte (d_B) ermitteln:

$$d_B = \frac{m_f}{V_g} \left[\text{g cm}^{-3} \right]$$

m_f : Masse der festen Bodenbestandteile (getrocknet bei 105°C)

V_g : Bodenvolumen (100 cm³ - Fehlstellenvolumen)

Über folgende Formel lässt sich aus der Lagerungsdichte das Porenvolumen (PV) errechnen:

$$PV = \left(1 - \frac{d_B}{d_f} \right) \cdot 100 \left[\% \right]$$

Die beprobten Böden wiesen bereits an der Bodenoberfläche einen relativ hohen Skelettgehalt auf. Deshalb wurden in den Stechzylindern relativ viele

0,063 mm. Les tamis sont séchés la nuit à 105°C, puis pesés. Les eaux de tamisage sont recueillies dans un récipient de 10 l. La fraction fine du sol sédimente ensuite en environ 48 heures. La presque totalité du surnageant est alors aspirée. Une fraction aliquote (correspondant à 5 g de sol sec) du résidu boueux est prélevée et introduite dans un Sedigraph (Sedigraph 5100, Micromeritics) pour l'analyse des fractions silteuse et limoneuse. Pour cela, la taille des particules du sol est déduite de leur vitesse de chute, mesurée à l'aide de rayons X.

2.3.5 POROSITÉ ET DENSITÉ APPARENTE

Pour la mesure de la porosité et de la densité apparente, un prélèvement a été réalisé à la surface du sol, sur 5 cm de profondeur, au moyen d'un cylindre à enfoncer (volume de 100 cm³), sur chacun des sites de la région de Reinach. Afin d'éliminer les erreurs dues aux vides situés aux extrémités du cylindre, ceux-ci ont été remplis de sable quartzéux et aplanis à l'aide d'une plaque de verre. Le poids de sable de quartz utilisé et la densité du quartz ($d_f = 2,65 \text{ g/cm}^3$) permettent de calculer le volume des vides. Les échantillons prélevés au cylindre ont été séchés à 105°C pendant 24 h, puis pesés.

La densité apparente (d_B) se calcule à partir de la formule suivante :

$$d_B = \frac{m_f}{V_g} \left[\text{g cm}^{-3} \right]$$

m_f : masse de la fraction minérale du sol (séchée à 105°C)

V_g : volume de sol (100 cm³ - volumes des vides)

La porosité se calcule à partir de la densité apparente (PV) à l'aide de la formule suivante :

$$PV = \left(1 - \frac{d_B}{d_f} \right) \cdot 100 \left[\% \right]$$

Les sols échantillonnés présentent une porosité relativement élevée dès la surface. Les vides relativement importants qui en résultent, entraînent plutôt

Fehlstellen verzeichnet, wodurch die Lagerungsdichte eher unterschätzt wird. Dies ist bei der Interpretation zu berücksichtigen.

2.3.6 GEHALT AN ELEMENTAREM KOHLENSTOFF UND STICKSTOFF

Die ofentrockenen Bodenproben wurden von Hand vermörsert und durch ein 2 mm-Sieb gelassen. Davon wurden 75 mL in einer Planetenmühle (PM4, Retsch, CH) staubfein gemahlen. 200 mg des so homogenisierten Bodens wurden im Kohlenstoff-Stickstoff-Analysator (CHN 1000, Leco, USA) bei 1050 °C über einem Kupferkatalysator oxidiert und der totale Kohlenstoff sowie der totale Stickstoff mittels Infrarot-Gasanalyse bzw. Wärmeleitfähigkeitsdetektion gemessen. Anschließend wurde auch der Gehalt an anorganischem C bestimmt, indem 200 mg der Probe in 2 n HCl bei 100 °C aufgelöst wurden (CC 100, Leco, USA). Das aus den Carbonaten gebildete CO₂ wurde ebenfalls im CHN-Analyser gemessen. Durch die Differenz aus C_{tot.} - C_{anorg.} erhielt man den organischen Anteil. Daraus liess sich durch die Multiplikation mit 2 der Humusgehalt bestimmen [SCHLICHTING et al. 1995).

2.3.7 KALK- UND DOLOMITGEHALT

Zur Bestimmung des Kalk- und Dolomitgehaltes wurden 2 g luftgetrockneter Feinboden auf 4 Stellen genau abgewogen und mit 50 ml 10%iger Salzsäure versetzt. Die Dispersion wurde solange auf 95°C erwärmt, bis sie nicht mehr aufschäumte und anschliessend mit 25%iger Ammoniaklösung neutralisiert, wobei die Schwermetalle ausfallen, welche sonst die spätere Titrationsreaktion verfälschen würden. Die Dispersion wurde danach in einen Messkolben überführt, mit H₂O_{dest.} auf 500 ml aufgefüllt und während ca. 60 Minuten auf Zimmertemperatur abgekühlt. Die anschliessende Titration wurde jeweils doppelt durchgeführt (insgesamt vier Proben). Dabei wurden je 50 ml der klaren Lösung mit der Pipette in ein Becherglas überführt und mit 100 ml H₂O_{dest.} versetzt.

Zu Ca²⁺-Doppelbestimmung wurde die Lösungen in zwei der Bechergläser mit je rund 2 ml NaOHkonz. auf pH 13 eingestellt. Nach Zugabe einer Spatelspitze

une sous-estimation de la densité apparente, qui doit être prise en compte lors de l'interprétation des résultats.

2.3.6 TENEUR EN CARBONE ET EN AZOTE ELEMENTAIRES

Les échantillons de sol ont été broyés à la main et tamisé à 2 mm et 75 ml ont été moulu en poudre par un broyeur à anneau (PM4, Retsch, CH). Un échantillon de 200 mg du sol ainsi homogénéisé est introduit dans un analyseur de carbone et d'azote (CHN 1000, Leco, USA) et oxydé à 1050°C avec un catalyseur en cuivre. Le carbone total ainsi que l'azote total sont mesurés par analyse de gaz infra-rouge respectivement par détection de la conductivité thermique. Par la suite, la teneur en carbone anorganique est aussi analysée, en dissolvant 200 mg d'échantillon dans HCl 2N à 100°C (CC 100, Leco, USA). Le CO₂ formé à partir des carbonates est aussi analysé dans l'analyseur de CHN. La différence C total - C anorganique donne la fraction organique qui, multipliée par 2, fournit la teneur en humus [SCHLICHTING et al. 1995).

2.3.7 TENEUR EN CALCAIRE ET EN DOLOMIE

Pour la détermination des teneurs en calcaire et en dolomie, 2 g de fraction fine du sol séché à l'air sont pesés exactement à quatre endroits et mélangés à 50 ml d'acide chlorhydrique à 10%. La dispersion est chauffée à 95°C aussi longtemps qu'elle mousse, puis neutralisée avec une solution ammoniacale à 25%, afin de faire précipiter les métaux lourds, qui sinon fausseraient les futures réactions de titration. La dispersion est ensuite transvasée dans une fiole jaugée, complétée à 500 ml avec de l'eau distillée et laissée à refroidir à température ambiante pendant environ 60 mn. Le titrage suivant est fait chaque fois en double (quatre échantillons en tout). A l'aide d'une pipette, 50 ml de la solution clarifiée sont versés dans un bécher et mélangés à 100 ml d'eau distillée.

Pour la double détermination du Ca²⁺, deux des solutions des béchers sont portées à pH 13 avec chacune environ 2 ml de NaOH concentrée. Après

Murexid wurde mit dem Dosimat E 415 (Metrohm, CH) mit 0.01 n Komplexon III (EDTA) auf den Farbumschlag von weinrot zu reinem violett titriert.

Zur Mg^{2+} -Doppelbestimmung wurde die beiden restlichen Lösungen mit je 1 ml Mg-Komplexonat und 5 ml Pufferlösung versetzt, damit der pH bei 10 verbleibt. Nach Zugabe einer Spatelspitze Eriochromschwarz T wurde mit dem Dosimat E 415 mit 0.01 Komplexon III auf den Farbumschlag von violett zu reinem blau titriert.

Die Reaktionen verlaufen stöchiometrisch, so dass 1 Mol EDTA 1 Mol $CaCO_3$ bzw. 1 Mol $CaMg(CO_3)_2$ bindet. Es wird dabei angenommen, dass das $MgCO_3$ in der Probe nur aus dem Dolomit stammen kann (also kein Magnesit vorhanden ist) und in diesem Dolomit das Molekularverhältnis von $CaCO_3:MgCO_3$ bei 1 liegt. Da der Mg-Gehalt bestimmt wurde, lässt sich berechnen, wie viel $CaCO_3$ im Dolomit enthalten ist. Das restliche $CaCO_3$ entspricht dann dem Kalk (Calcit).

2.3.8 BESTIMMUNG DES IONENGEHALTES IM BODENWASSER

Nach der Probennahme im Feld wurden die Proben gleichentags ins Labor gebracht und gekühlt. Die Analyse erfolgte 1 bis 3 Tage nach der Probennahme. Die Bestimmung der Nitrat-, Chlorid- und Sulfatkonzentration erfolgte im Kantonalen Laboratorium Baselland mittels Ionenchromatographie (Metrohm 761 Compact IC). Hier wurde zudem die elektrische Leitfähigkeit gemessen (Metrohm 660 Conductometer).

2.3.9 ISOTOPENANALYTIK

2.3.9.1 GRUNDLAGEN ZU NITRATISOTOPEN

Isotope sind unterschiedliche Atome desselben chemischen Elements, deren Kern aus der gleichen Anzahl Protonen besteht, sich aber durch die Anzahl Neutronen unterscheidet. Die stabilen Isotope des Stickstoffs sind das ^{14}N und das ^{15}N , diejenigen des Sauerstoffs das ^{16}O und das ^{18}O . Das leichtere Isotop ist das dominanter und liegt beim Stickstoff mit

ajout d'une pointe de spatule de Murexid, le titrage est effectué avec le Dosimat E 415 (Metrohm, CH) au moyen de Komplexon III 0,01 N (EDTA) jusqu'au virage du rouge vineux au violet pur.

Pour la double détermination du Mg^{2+} , les deux solutions restantes sont chacune diluées avec 1 ml de complexant-Mg et 5 ml de tampon, afin de maintenir le pH à 10. Après ajout d'une pointe de spatule d'ériochrome T, le titrage est effectué avec le Dosimat E 415 (Metrohm, CH) au moyen de Komplexon III 0,01 N jusqu'au virage du violet au bleu pur.

Les réactions se déroulent stœchiométriquement, c'est-à-dire qu'une môle de EDTA se combine à une môle de $CaCO_3$ ou à une môle de $CaMg(CO_3)_2$. Le $MgCO_3$ de l'échantillon est supposé ne provenir que de la dolomite (absence de magnésite) et dans celle-ci, le rapport moléculaire de $CaCO_3$ à $MgCO_3$ est de 1. La teneur en Mg permet de déduire le contenu de la dolomite en $CaCO_3$. Le $CaCO_3$ restant correspond à celui du calcaire (calcite).

2.3.8 DETERMINATION DES TENEURS EN IONS DANS L'EAU DU SOL

A l'issue des prélèvements sur le terrain, les échantillons sont apportés au laboratoire et mis au frais. Les analyses sont réalisées 1 à 3 jours après le prélèvement. La détermination des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates a été faite au Laboratoire cantonal de Bâle-campagne par chromatographie ionique (Metrohm 761 Compact IC). La conductivité électrique y a été mesurée (Conductimètre Metrohm 660).

2.3.9 ANALYSE DES ISOTOPES

2.3.9.1 BASES SUR LES ISOTOPES DES NITRATES

Les isotopes sont des atomes distincts du même élément chimique, avec un noyau composé du même nombre de protons, mais qui diffèrent par le nombre de neutrons. Les isotopes stables de l'azote sont le ^{14}N et le ^{15}N , ceux de l'oxygène le ^{16}O et le ^{18}O . L'isotope le plus léger domine, avec une abondance de 99,65 % pour l'azote et de 99,76 % pour

einer Häufigkeit von 99.65% vor, beim Sauerstoff sind es 99.76%. Diese Häufigkeiten sind globale Mittelwerte. Ein physikalischer oder chemischer Prozess kann das eine oder andere Isotop bevorzugen. Die so veränderte Isotopenhäufigkeit bezeichnet man als Fraktionierung [BLUNIER et al. 2002]. Die Abweichungen von der globalen Häufigkeit werden als δ -Werte angegeben. Bei einer relativen Anreicherung des schweren Isotops wird der δ -Wert positiv, bei einer Abreicherung negativ [VOERKELIUS 1990]. Je nach N- und O-Quelle kommen die Isotope in unterschiedlichen Verhältnissen vor. Wie die Abbildung 2.3.9.1.1 zeigt, unterscheidet man fünf Nitratquellen: Regen, Mineraldünger, Streu, organische Substanz, Hofdünger und Abwasser. Mit Hilfe der Isotopenuntersuchung kann in vielen Fällen die Herkunft des Nitrats bestimmt werden. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Nitrats aus Regen, Mineraldünger und Nitrifikation von Streu liegen in einem ähnlichen Bereich. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte ermöglichen in diesem Fall eine eindeutigere Bestimmung der Nitratherkunft, denn das O hat nur zwei Quellen (Luft und Wasser), welche sich im $\delta^{18}\text{O}$ -Wert stark unterscheiden. Die Sauerstoffatome in technisch hergestelltem NO_3^- kommen praktisch ausschliesslich aus O_2 und zeigen einen stark positiven $\delta^{18}\text{O}$ -Wert (+23‰), während die durch Nitrifikation entstandenen Nitrate nur ein O-Atom aus O_2 und zwei aus H_2O ($\delta^{18}\text{O} \approx -10\text{‰}$) enthalten [AMBERGER, SCHMIDT 1987].

Durch die Isotopenuntersuchung können auch Aussagen über die Denitrifikation gemacht werden. Nitrat das partieller Denitrifikation unterlag, reichert schwere Isotopen im Verhältnis O:N = 1:2 an [VOERKELIUS 1990]. Die Pfeile in der Abbildung 2.3.9.1.1 zeigen an, wo das Isotopenverhältnis nach der partiellen Denitrifikation zu liegen kommen würde [MENGIS et al. 1999].

Aus der Verschiebung der Isotopenverhältnisse und den gemessenen Nitratkonzentrationen kann der Anteil, der durch die Denitrifikation abgebauten Nitrates bestimmt werden. Die isotopische Fraktionierung wird häufig als Rayleigh Prozess beschrieben. Darin wird die Isotopenzusammensetzung des Substrates δ_s

l'oxygène. Ces abondances sont des valeurs moyennes globales. Des processus physiques ou chimiques peuvent favoriser l'un ou l'autre des isotopes. Cette modification de l'abondance isotopique se nomme le fractionnement [BLUNIER et al. 2002]. L'écart par rapport à l'abondance globale est exprimé en variation delta (δ). Lors d'un enrichissement en isotope lourd, le δ est positif, lors d'un appauvrissement, il est négatif [VOERKELIUS 1990]. Les proportions isotopiques varient en fonction de la source d'azote et d'oxygène. Comme le montre la figure 2.3.9.1.1, cinq sources de nitrates peuvent être différenciées : la pluie, les engrais minéraux, la paille, matière organique, les engrais de ferme et les eaux usées. Dans de nombreux cas, les analyses isotopiques permettent d'identifier l'origine des nitrates. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates provenant de la pluie, des engrais minéraux et de la nitrification (minéralisation) de la paille se situent dans un domaine similaire. Dans ce cas, les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ permettent une identification univoque de l'origine des nitrates, car l'oxygène n'a que deux origines (air et eau), qui se différencient nettement dans la valeur de $\delta^{18}\text{O}$. Dans les nitrates industriels, les atomes d'oxygène proviennent presque exclusivement de l'air (O_2) et présentent une valeur de $\delta^{18}\text{O}$ fortement positive (+ 23 ‰), alors que les nitrates produits par la nitrification ($\delta^{18}\text{O} \approx - 10 \text{‰}$) contiennent seulement un atome d'oxygène provenant de l'air (O_2) et deux provenant de l'eau (H_2O) [AMBERGER, SCHMIDT 1987].

Les analyses isotopiques peuvent également apporter des informations sur la dénitrification. Les nitrates qui subissent une dénitrification partielle s'enrichissent en isotopes lourds selon le rapport O/N = 1/2 [VOERKELIUS 1990]. Sur la figure 2.3.9.1.1, les flèches indiquent où devraient se situer les rapports isotopiques après une dénitrification partielle [MENGIS et al. 1999].

La proportion de nitrates décomposés par la dénitrification peut être estimée à partir du décalage du rapport isotopique et de la concentration en nitrates. Le fractionnement isotopique est souvent décrit sous la forme du processus de Rayleigh. La composition isotopique du substrat δ_s y est reliée à celle du

in Beziehung zum Ausgangsprodukt δ_{s0} , einem isotopischen Anreicherungsfaktor ε und dem Verhältnis der Konzentrationen des Substrates C mit dem Ausgangsprodukt C_0 gesetzt [MARIOTTI et al. 1981].

$$\delta_s = \delta_{s0} + \varepsilon \ln(C/C_0)$$

Die grösste Einschränkung in der Verwendung obiger Gleichung ist das breite Spektrum der Werte des Anreicherungsfaktors ε von -75 – 0 ‰ [OSTROM et al. 2002]. Die isotopischen Anreicherungsfaktoren können aus Feldstudien abgeleitet werden, falls die Annahme einer unidirektionalen Reaktion in einem geschlossenen System nahe kommt.

produit de départ δ_{s0} par un coefficient d'enrichissement isotopique ε et par le rapport des concentrations du substrat C et du produit de départ C_0 [MARIOTTI et al. 1981].

$$\delta_s = \delta_{s0} + \varepsilon \ln(C/C_0)$$

La plus grande limitation dans l'application de la formule précédente réside dans la large plage de variation du coefficient d'enrichissement ε , compris entre -75 ‰ et 0 ‰ [OSTROM et al. 2002]. Les coefficients d'enrichissement isotopique peuvent être déduits des études de terrain, en admettant que les conditions s'approchent d'une réaction univoque dans un système clos.

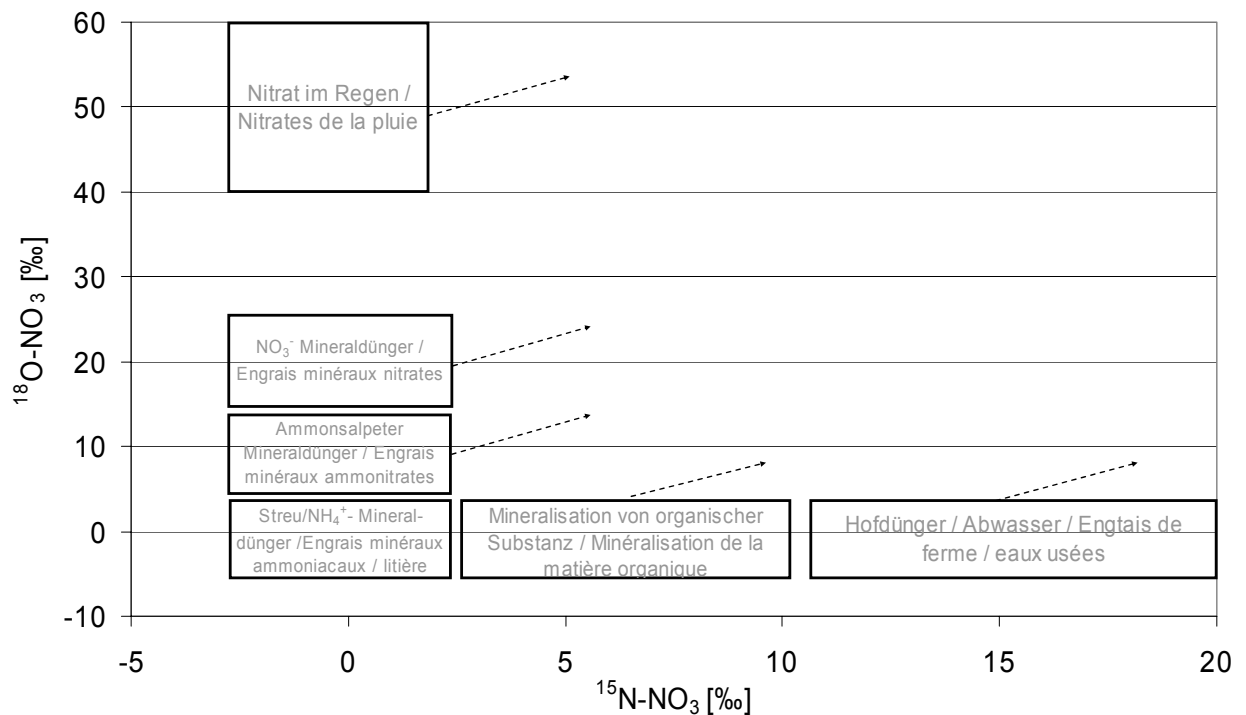


Abb. 2.3.9.1.1: Isotopenbereiche unterschiedlicher Nitratquellen (nach Voerkelius, 1990 und Mengis, 1999). In den Nitratquellen Regen und NO_3^- -Mineraldünger ist bereits Nitrat vorhanden. In allen anderen Nitratquellen (NH_4^+ -Mineraldünger, organische Substanz des Bodens, Hofdünger, Abwasser) liegt N als organisch gebundener N oder NH_4^+ vor, welcher erst im Boden durch Mineralisation bzw. Nitrifikation zu Nitrat umgewandelt wird. Die Pfeile zeigen die Veränderung der Isotopenzusammensetzung von Nitrat als Folge von partieller Denitrifikation.

Fig. 2.3.9.1.1: Plages des isotopes selon les diverses sources de nitrates (d'après Voerkelius, 1990 et Mengis, 1999). Dans la pluie et les engrais minéraux nitrates, les nitrates sont déjà présents. Dans les autres sources de nitrates (engrais minéraux ammoniacaux, matière organique du sol, engrais de ferme, eaux usées), l'azote est sous forme d'azote ou d'ammonium lié à la matière organique et doit d'abord être minéralisé ou nitrifié en nitrates. Les flèches indiquent l'évolution de la composition isotopique sous l'effet d'une dénitrification partielle.

2.3.9.2 BESTIMMUNG DER ISOTOPENVERHÄLTNISSE

Die Analyse der Isotope wurde von der Firma Hydroisotop GmbH in Schweitenkirchen vorgenommen. Die verwendeten Prüfverfahren entsprechen den internationalen Standards. Die Anionen wurden nach der Norm EN ISO 10304-1:1995-4 analysiert, die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ und $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ mittels Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS = Isotopic ratio mass spectrometer), bezogen auf AIR-Standard $\pm 0.2 \text{ ‰}$ und die $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ mittels Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS), bezogen auf VSMOW-Standard $\pm 0.3 \text{ ‰}$.

2.3.10 DATEN ZUR LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZUNG DER ACKERSTANDORTE

Die landwirtschaftliche Nutzung des gesamten schweizerischen Untersuchungsgebietes wurde durch vierteljährliche Landnutzungskartierungen erfasst und mit einer GIS-Software (ESRI ARCGIS 9.0) ausgewertet (Flächenanteile der Kulturen etc.). Zudem wurde die Landnutzung der einzelnen Untersuchungsstandorte auf zehn Jahre zurück über die Einsicht in die IP-Feldkalender des Landwirts erfasst. Die Feldkalenderdaten dienen als Grundlage zur Berechnung und Erfassung folgender Parameter:

- Kultur
- Saattermine
- Erntetermine
- Ernteentzug
- Termine der Düngergaben
- Düngergaben (Menge)
- Düngergaben (Art der Düngung und Zusammensetzung der Dünger)
- Bodenbewirtschaftung

Die erfassten Daten wurden mit den Angaben in Agrarforschung (2000) über die durchschnittlichen Stickstoffgehalte der Biomasse sowie den Angaben von Meteotest (1999) über die atmosphärische Stickstoffdeposition weiterverrechnet, so dass schlussendlich eine Stickstoffbilanz des Untersuchungsgebietes erstellt werden konnte.

2.3.9.2 DETERMINATION DES COMPOSITIONS ISOTOPIQUES

Les analyses isotopiques ont été confiées à la société Hydroisotop GmbH de Schweitenkirchen. Les protocoles d'analyses utilisés correspondent aux standards internationaux. Les anions ont été analysés selon la norme EN ISO 10304-1:1995-4, les $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ et $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ avec un spectromètre de masse isotopique (IRMS = Isotopic ratio mass spectrometer) et rapportés au standard-AIR à $\pm 0,2 \text{ ‰}$ et les $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ avec un IRMS et rapportés au standard VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) à $\pm 0,3 \text{ ‰}$.

2.3.10 DONNEES SUR L'UTILISATION AGRICOLE DES SITES CULTIVES

L'utilisation agricole de l'ensemble des secteurs d'études suisses a été relevée par une cartographie trimestrielle de l'occupation du sol et exploitée (surface par culture,...) dans un système d'informations géographiques (ESRI ARCGIS 9.0). De plus, l'occupation du sol de chacun des sites étudiés a été analysée sur les dix années antérieures par consultation du calendrier cultural de production intégrée de l'agriculteur. Les données du calendrier cultural ont servi au calcul et à la saisie des paramètres suivants :

- Culture
- Date de semis
- Date de récolte
- Exportation par la récolte
- Dates de fertilisation
- Fertilisation (quantité)
- Fertilisation (type et composition de l'engrais)
- Travail du sol

Les données recueillies ont été combinées avec les données de la recherche agronomique (2000) sur la teneur moyenne en azote de la biomasse, et avec les données de Meteotest (1999) sur les apports azotés atmosphériques, afin d'arriver à établir un bilan de l'azote de la zone d'étude.

2.4 DAS BODEN-PFLANZEN-INTERAKTIONSMODELL STICS

Zur Modellierung der Schweizer Standorte Buntbrache, Klee gras, Weizen und Raps wurde das französische Modell STICS (Simulateur Multidisciplinaire pour les Cultures Standard) herangezogen. STICS ist ein Pflanzen-Boden-Atmosphäre-Modell, das das Verhalten von Boden und Bestand über eine Fruchtperiode oder auch eine Fruchtfolge hinweg simuliert, d.h. sowohl Wachstum und Entwicklung der Feldfrucht als auch Wasser- und Stickstoffbilanz werden dargestellt. Das Modell basiert dabei auf Tagesschritten. Eine wichtige Eigenschaft des Modells ist seine breite Anwendbarkeit: eine große Anzahl von Fruchtarten und Varietäten ist dem Modell integriert. Das Modell ist modular aufgebaut, es umfasst ein Basismodul, Bodenmodul, ein Pflanzenmodul, ein Klimamodul und ein Modul zur Bewirtschaftung. Das Modell wird im Bericht „Nitratverlagerung“ näher beschrieben.

Zur Parametrisierung des Modells mussten Daten zu den Fruchtfolgen, zu den Bodeneigenschaften, Informationen zur Bewirtschaftung der Flächen (insbesondere zur Düngung, Bodenbearbeitung und Ernte) sowie Klimadaten eingegeben werden. Da die Feldkapazität in Frankreich anders definiert ist, als in der Schweiz oder in Deutschland, war eine Umrechnung der Feldkapazität entsprechend der Bodenart erforderlich. Die Angaben zu Lagerungsdichte und Feldkapazität im Bodenmodul des Modells beziehen sich rein auf die Feinerde, in Abhängigkeit des Skeletttyps müssen daher zusätzlich Angaben zu Lagerungsdichte und Feldkapazität gemacht werden. Entsprechend der Parametrisierung der französischen und deutschen Standorte im Projekt MONIT wurden für die Lagerungsdichte ein Wert von $1,8 \text{ g/cm}^3$ und für die Feldkapazität ein Wert von 8 Gew.% gewählt.

Zur Modellierung standen Klimadaten von Januar 2002 bis einschließlich Oktober 2005 zur Verfügung. Da das Modell komplette Klimajahre erwartet, wurden die Daten der Monate November und Dezember aus dem Vorjahr für das Jahr 2005 übernommen. Die zur Verfügung stehenden Klimadaten entsprechen zum einen leider nicht genau dem Beprobungsstand-

2.4 LE MODELE INTERACTIF SOL-PLANTES STICS

Le modèle français STICS (Simulateur multidisciplinaire pour les Cultures Standard) a été utilisé pour la modélisation des sites suisses Jachère florale, Trèfle, Blé et Colza. STICS est un modèle plante-sol-atmosphère, qui simule le comportement du sol ou du couvert végétal sur une période de cultures ou sur une succession de cultures, c'est-à-dire que, non seulement la croissance et le développement de la culture, mais aussi les bilans eau et azote sont représentés. Le modèle calcule à un pas de temps journalier. Une propriété importante du modèle est sa large possibilité d'application, grâce au grand nombre de cultures et de variétés qu'il intègre. Il est construit de manière modulaire, avec un module de base, un module sol, un module plantes, un module climat et un module de gestion. Le modèle est décrit en détail dans le chapitre "Transferts des nitrates".

Des données sur la rotation des cultures, sur les propriétés du sol, des informations sur les pratiques culturales des parcelles (notamment la fertilisation, le travail du sol et la récolte) ainsi que des données climatiques sont nécessaires pour paramétrer le modèle. La capacité au champ, définie autrement en France qu'en Allemagne et en Suisse, a dû subir une conversion en fonction du type de sol. Dans le module sol du modèle, les indications de densité apparente et de capacité au champ se réfèrent uniquement à la fraction fine. En relation avec la pierrosité, des indications complémentaires de densité apparente et de capacité au champ ont dû être prises en compte. Une densité apparente de $1,8 \text{ g/cm}^3$ et une capacité au champ pondérale de 8 % ont été choisies en conséquence pour le paramétrage des sites français et allemands.

Les données climatiques disponibles pour la modélisation s'étendaient de janvier 2002 à octobre 2005 inclus. Le modèle nécessitant des années complètes, les données de novembre et décembre 2004 ont été utilisées pour compléter 2005. Par ailleurs, les données climatiques disponibles ne correspondent malheureusement pas exactement

ort und stammen zum anderen von zwei verschiedenen Wetterstationen: zum Teil von der Station Basel-Binningen (ähnliche Höhenverhältnisse wie Beprobungsstandort) und zum Teil von der Station Gempfen (ca. 400 m höher gelegen als Beprobungsstandort). Die beiden Datengrundlagen mussten kombiniert werden, was für die Simulation nicht optimal war. Fehlermeldungen bei so genannten no-data-fields wurde mit eine Schätzung möglichst realistischer Klimawerte begegnet.

Nicht alle Varietäten, die im Untersuchungsgebiet eingesät wurden, haben einen entsprechenden Vertreter im Modell STICS. In diesen Fällen wurde auf die Varietät mit der größten Ähnlichkeit zurückgegriffen. Bei den Winterkulturen (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps) muss deshalb eine entsprechende Vernalisationsphase berücksichtigt werden. Ohne diese kommt es im Modell zu einem Austreiben und Blühen der Pflanze in den Wintermonaten, die Pflanze erfriert im Folgenden und es werden keine Erträge erzielt.

Grundsätzlich können zwei Formen der Düngung unterschieden werden: die mineralische Düngung und die organische Düngung. Wurde auf einen der Beprobungsstandorte Gülle aufgebracht, so ging diese Düngung im Modell STICS als organische Düngung (lisier de bovins) ein. Da für die meisten der eingesäten Kulturen auch der jeweilige Erntetermin bekannt war, wurden diese in das Modell eingespeist und die Modellierung darauf ausgerichtet.

2.4.1 SIMULATION DER EINZELNEN KULTUREN

Der Standort Buntbrache wurde 1997 eingesät, seitdem fand keinerlei Bewirtschaftung der Fläche statt. Probleme bei der Simulation ergaben sich bei der Betrachtung der Buntbrache als eine mehrjährige Pflanze („pflanze pérenne“): trotz Aussattermin beginnt die Simulation nicht mit dem Stadium nackter Boden („sol nu“) sondern mit dem Stadium „amf“ (=accélération maximale de croissance foliaire / fin de phase juvénile). Für dieses Startstadium müssen diverse, die Pflanze beschreibende Startwerte angegeben werden. Diese Startwerte waren nicht bekannt.

aux sites prélevés. D'autre part, elles proviennent de deux stations météorologiques différentes : pour partie de la station de Bâle-Binningen (altitude identique aux sites étudiés) et pour partie de la station Gempfen (située environ 400 m plus haut que les sites étudiés). Les deux ensembles de données de base ont dû être combinés, ce qui n'est pas optimal pour la simulation. Les messages d'erreur livrés par la chaîne d'acquisition (no-data-fields) ont été traités en prenant comme valeur climatique une estimation la plus réaliste possible.

Les variétés semées dans la zone d'étude ne sont pas toutes représentées dans le modèle STICS. Dans ces cas, la variété la plus proche a été prise en compte. Avec les cultures d'hiver (blé d'hiver, orge d'hiver, colza d'hiver), une phase de vernalisation doit être prise en compte. Sans celle-ci, le modèle fait lever et fleurir la plante au cours des mois d'hiver, la plante gèle ensuite et aucun rendement n'est obtenu.

Deux formes de fertilisation peuvent être différenciées en principe : la fertilisation minérale et la fertilisation organique. Lorsque du lisier a été épandu sur un site de prélèvement, cette fertilisation est alors entrée dans le modèle STICS comme de la fertilisation organique (lisier de bovins). Comme la date de récolte de la plupart des cultures était connue, cette donnée a été saisie dans le modèle et la modélisation alignée dessus.

2.4.1 SIMULATION D'UNE CULTURE

Le site Jachère florale a été semé en 1997 et la parcelle n'a pas été exploitée depuis. La simulation pose problème du fait que la jachère florale est regardée comme une plante pluriannuelle ("pflanze pérenne") : malgré l'entrée d'une date de semis, la simulation ne débute pas au stade "sol nu", mais au stade "amf" (= accélération maximale de croissance foliaire / fin de phase juvénile). Pour ces stades de départ, il faut entrer différentes dates de départ, qui décrivent les stades des plantes. Ces dates de départ n'étaient pas

Daher wurde die Buntbrache als eine einjährige Pflanze simuliert, und zwar für die Jahre 2002, 2003, 2004 und 2005. Anschließend wurden die Simulationsjahre aneinandergelinkt, sodass die jeweiligen Werte des Vorjahres in die folgende Simulation mitbezogen werden. Da die Buntbrache in den genannten Jahren nicht geschnitten wurde, wurde für die Einstellung der Residuen jeweils die gesamte Pflanze angegeben (résidus = „culture“). Da die Vegetation in den Wintermonaten abstirbt bzw. im Frühjahr neu austreibt, kann diese Vorgehensweise als vertretbar betrachtet werden.

Beim Standort Klee gras lautet die Fruchtfolge Klee gras/Wiese – Winterweizen – Winterraps.

Die Kulturart Klee gras wurde an zwei Terminen mit Gülle gedüngt. Diese Düngegaben gingen in das Modell als organische Düngung ein (lisier de bovins). Die vorgegebenen N-Angaben (kg/ha) wurden dabei als „anrechenbarer Stickstoff“ betrachtet, d.h. die Werte mussten vorab in die Menge aufgebrachter Frischmasse (t Frischmasse/ha) umgerechnet werden.

Am Standort Raps wurde aufeinander folgend Winterraps - Winterweizen - Wintergerste angepflanzt. Der Raps ist die einzige Pflanze, bei welcher nach der Ernte das Stroh auf dem Feld zurückbleibt, daher wurde für diese Kultur die Option „resuite = pailles“ gewählt. Für alle anderen Kulturarten gilt, dass nur die Stoppeln nach der Ernte zurückbleiben. Die auf dem Feld verbleibenden Rückstände gehen in die anschließende Simulation ein. Auch die Wintergerste wurde mit Gülle gedüngt (einmalig). Die Düngegabe ging in das Modell als organische Düngung ein (lisier de bovins). Die vorgegebene N-Angabe (kg/ha) wurden dabei als „anrechenbarer Stickstoff“ betrachtet, d.h. wurde vorab in die Menge aufgebrachter Frischmasse (t Frischmasse/ha) umgerechnet. Die Wintergerste ist ein Beispiel für das Erzwingen der Ernte zu einem vorgegebenen Termin. STICS würde hier einen sehr viel früheren Erntetermin errechnen, die Ernteerträge wären dann auch annähernd doppelt so hoch ausgefallen.

Die Fruchtfolge für die Simulation beim Standort Weizen lautet Triticale – Luzerne – Wintergerste. Zur

connues. Pour cette raison, la jachère florale a été simulée comme une plante annuelle et ceci même sur les années 2002, 2003, 2004 et 2005. Finalement, les années simulées ont été enchaînées, de manière à ce que les valeurs de l'année précédente soient prises en compte dans l'année suivante. Comme la jachère florale n'est pas coupée au cours d'une année donnée, la plante entière a été comptabilisée au niveau des résidus (résidus = "culture"). Comme la végétation meurt au cours des mois d'hiver puis lève à nouveau au printemps, cette manière de procéder a été jugée acceptable.

Sur le site Trèfle, la rotation comporte : trèfle/prairie - blé d'hiver - colza d'hiver.

Le trèfle cultivé a été fertilisé à deux dates avec du lisier. Ces apports de fertilisants sont entrés dans le modèle comme fertilisation organique (lisier de bovins). Les apports d'azote prédéfinis (kg/ha) sont alors de l'azote à prendre en compte", c'est-à-dire que les valeurs doivent d'abord être converties en quantité de matière fraîche (t matière fraîche/ha).

Sur le site Colza, les plantes colza d'hiver - blé d'hiver - orge d'hiver se sont succédées. Le colza est la seule plante dont la paille reste sur le champ après la récolte. L'option "resuite = pailles" a donc été choisie pour cette culture. Pour toutes les autres cultures, il ne reste que les chaumes après la récolte. Les résidus abandonnés sur le champ sont pris en compte dans la simulation suivante. L'orge d'hiver a également été fertilisée avec du lisier (une seule fois). L'apport de fertilisants est entré dans le modèle comme fertilisation organique (lisier de bovins). Les apports d'azote prédéfinis (kg/ha) sont alors de l'azote à prendre en compte", c'est-à-dire que les valeurs doivent d'abord être converties en quantité de matière fraîche (t matière fraîche/ha). L'orge d'hiver est un exemple de forçage de la récolte à une date donnée. STICS calculerait ici une date de récolte beaucoup plus avancée et le rendement de récolte tomberait aussi de près de la moitié.

Sur le site Blé, la rotation utilisée pour la simulation comporte : triticale - luzerne - orge d'hiver.

Modellierung der Pflanze Triticale wurde nach Rücksprache mit der INRA die Datei „escourgeon.plt“ verwendet. Die Ernteerträge der Triticale im Jahr 2003 waren nach Parametrisierung mit den vorhandenen Daten sehr gering (0,8 t/ha rendements grains/fruits 0% eau). Zur Kontrolle wurde deshalb die Triticale durch den Winterweizen ersetzt, was leider nur begrenzt zu höheren Ernteerträge führte (1,7 t/ha rendements grains/fruits 0% eau). Wurde die Triticale jedoch mit den Klimadaten von 2004/2005 anstelle der Klimadaten von 2002/2003 parametrisiert, konnte ein den tatsächlichen Erntemengen ähnlicher Wert erreicht werden (3,5 t/ha rendements grains / fruits 0% eau). Auch der modellierte Wert für den Ernteentzug entspricht dann weit mehr der vorherrschenden Situation (exportation culture = 136 kgN/ha). Die Luzerne ist eine „plante pérenne“. Für das Modell STICS bedeutet dies, dass die Simulation nicht mit dem Stadium „nackter Boden“ („sol nu“) beginnen kann, sondern gezwungen ist, mit dem Stadium „amf“ (= accélération maximale de croissance foliaire / fin de phase juvénile)“ und seinen entsprechenden Startwerten zu beginnen. Am Standort Weizen wird die Luzerne am Tag = 181 (julian. Kalender) eingesät, zu diesem Zeitpunkt liegt in der Realität tatsächlich das Stadium des nackten Bodens vor. Eine solche Situation wird in STICS deshalb nicht realitätsnah berücksichtigt. Ein Simulationslauf mit Startwerten der Pflanze = Null, was entsprechend der real zu erwartenden Situation ist, ergibt kein Ergebnis, die Modellierung wird vom Programm abgebrochen. Als Alternative wurden daraufhin bei den Startwerten der Pflanze extrem niedrige Werte eingesetzt, jedoch keine Nullwerte. Dennoch wurde die Simulation nicht korrekt ausgeführt. Um trotzdem eine Modellierung durchführen zu können wurden daher letztendlich vermutlich relativ betrachtet zu hohe Startwerte der Pflanze gewählt. Eine zufriedenstellende Lösung des Problems konnte nach bisheriger Rücksprache mit der INRA nicht erreicht werden. Die Parametrisierung für die Saat „Luzerne“ bleibt daher leider sehr unvollständig und unsicher, was sich auch in den Modellergebnissen abzeichnen wird. Die Luzerne wurde an drei Terminen mit Gülle gedüngt. Diese Düngegaben gingen in das Modell als

Après consultation de l'INRA, le fichier "escourgeon.plt" a été utilisé pour la modélisation de la variété triticale. Après paramétrage avec les données prédéfinies, les rendements en triticale en 2003 étaient très bas (0,8 t/ha rendements grains/fruits 0% eau). Afin de procéder à un contrôle, le triticale a donc été remplacé par le blé d'hiver, ce qui n'a malheureusement conduit qu'à une augmentation limitée du rendement (1,7 t/ha rendements grains/fruits 0% eau). Toutefois, le remplacement des données climatiques de 2002/2003 par celles de 2004/2005 dans le paramétrage, permet d'approcher la valeur effective de récolte (3,5 t/ha rendements grains/fruits 0% eau). La valeur modélisée pour l'exportation par la récolte correspond aussi beaucoup mieux à la situation prédominante (exportation culture = 136 kgN/ha). La luzerne est une "plante pérenne". Par conséquent, le modèle STICS ne peut pas démarrer la simulation au stade "sol nu", mais il doit la démarrer au stade "amf" (= accélération maximale de croissance foliaire / fin de phase juvénile) avec ses dates de départ correspondantes. Sur le site Blé, la luzerne a été semée le jour 181 (calendrier julien), alors que dans la réalité cette date correspond effectivement au stade du sol nu. Dans ce genre de cas, STICS ne peut pas coller de près à la réalité. Une simulation avec une valeur de départ nulle pour la plante, ce qui correspond à la situation réelle attendue, ne fournit aucun résultat car la modélisation est interrompue par le programme. Des valeurs très faibles, mais non nulles, ont donc été saisies comme alternatives aux valeurs de départ. La simulation ne s'effectue quand même pas correctement. Afin d'arriver à modéliser, des valeurs de départ jugées relativement trop élevées ont finalement été choisies pour la plante. Les consultations effectuées jusqu'ici avec l'INRA n'ont pas permis de déboucher sur une solution satisfaisante au problème. De ce fait, le paramétrage du semis "Luzerne" reste très incomplet et incertain, ce qui se reflète aussi par la suite dans les résultats du modèle. La luzerne a été fertilisée à trois dates avec du lisier. Ces apports de fertilisants sont entrés dans le modèle comme fertilisa-

organische Düngung ein (lisier de bovins). Die vorgegebenen N-Angaben (kg/ha) wurden dabei als „anrechenbarer Stickstoff“ betrachtet, d.h. die Werte mussten vorab in die Menge aufgebrachter Frischmasse (t Frischmasse/ha) umgerechnet werden. Für die Ernte der Luzerne waren 5 Termine vorgegeben, diese wurden dem Modell STICS zugeführt.

2.5 NITRATTRANSPORTMODELLIERUNG

2.5.1 EINLEITUNG

Der zeitlich variierende Nitratintrag und -transport wurde für einen Teilbereich im unteren Birstal durch eine Kombination aus hydrologischer Bilanzierung in den Einzugsgebieten und Grundwassermodellierung berechnet. Im Perimeter des Grundwassermodellgebiets selbst existieren keine wesentlichen Nitratinträge. Die Nitratproblematik ist auf nitratreiche seitliche Grundwasserzuflüsse aus dem westlichen Einzugsgebiet zurückzuführen. Die Modellierung des regionalen Nitrattransports kann deshalb nicht wie im Grundwasserleiter des Oberrheingrabens direkt über die Grundwasserneubildung erfolgen.

Mittels hydrologischer Oberflächenmodellierung der Felsoberfläche sind für den westlichen Rand des Grundwassermodells unterirdische Teileinzugsgebiete ermittelt worden. Die westlichen Randzuflüsse setzen sich zusammen aus den geschätzten monatlichen Grundwasserneubildungsraten sowie dem Flächenanteil und dem Grad der Versiegelung. Diese Randzuflüsse wurden mit Nitratmessungen kombiniert und über einzelne Modell-Randsegmente bei der Transportmodellierung berücksichtigt. Der Vergleich der berechneten Nitratverteilung mit Nitratmessungen liefert Angaben über die Genauigkeit der Modellberechnungen.

Das kalibrierte Nitrattransportmodell liefert die Basis für Szenarienberechnungen, anhand derer abgeschätzt werden kann, um welchen Betrag und welche Teilbereiche des westlichen Einzugsgebietes der Nitratintrag reduziert werden muss, um in den Trinkwasserfassungen Grundwasser zu fördern, welches den Qua-

tion organique (lisier de bovins). Les apports d'azote prédéfinis (kg/ha) sont alors de l'azote à prendre en compte", c'est-à-dire que les valeurs doivent d'abord être converties en quantité de matière fraîche (t matière fraîche/ha). Pour la récolte de la luzerne, les cinq dates fournies ont été entrées dans le modèle STICS.

2.5 MODELISATION DU TRANSPORT DES NITRATES

2.5.1 INTRODUCTION

La variation temporelle des entrées et du transport des nitrates a été calculée sur un secteur de la Birse aval par la combinaison d'un bilan hydrologique des bassins versants et d'une modélisation hydrogéologique. Il n'existe aucun apport de nitrates importants à l'intérieur du domaine hydrogéologique modélisé. La problématique des nitrates résulte des apports d'eau souterraine latéraux provenant du bassin versant s'étendant vers l'ouest. Par conséquent, la modélisation du transport des nitrates à l'échelle régionale ne peut pas s'effectuer directement à partir de la recharge comme c'est le cas dans la nappe du fossé du Rhin supérieur.

Des sous-bassins versants souterrains ont été définis sur la bordure ouest du modèle hydrogéologique grâce à une modélisation hydrologique de la base de l'aquifère. Les apports d'eau latéraux depuis l'ouest s'établissent à partir de la recharge mensuelle estimée des eaux souterraines, et à partir de la surface et du degré d'imperméabilisation. Ces apports latéraux ont été combinés avec les teneurs en nitrates respectives et intégrés dans le modèle convectif au niveau de chacun des segments découpés sur la limite du modèle. La comparaison de la répartition des nitrates calculés avec les mesures donne des indications sur l'exactitude des calculs du modèle.

Le modèle de transport des nitrates, un fois étalonné, sert de base à des évaluations de scénarios : quelle doit-être l'ampleur de la réduction d'apport de nitrates, sur quelle secteur des bassins versants situés à l'ouest doit-elle intervenir, pour que, dans les puits de captage d'eau potable, l'eau

litätsanforderungen der Gewässerschutzverordnungen von 25 mg/l NO₃ entspricht.

2.5.2 GRUNDWASSERMODELLIERUNG

Das dem Nitrattransportmodell zu Grunde liegende Grundwasserströmungsmodell entstand in enger Synergie mit dem Teilprojekt *Fluss-Grundwasser-Interaktion*. Der Modellaufbau und die vorgängige stationäre und instationäre Kalibrierung des Strömungsmodells sind im Teilprojekt *Fluss-Grundwasser-Interaktion* beschrieben.

Als Werkzeug für die Berechnungen der Grundwasserströmung und des Nitrattransports gelangte das Simulationssystem GMS 5.1 [BRIGHAM YOUNG UNIVERSITY 2002] zum Einsatz. Es basiert bezüglich Grundwasserströmungsberechnungen auf MODFLOW 2000 [MCDONALD, HARBAUGH, 1988] und bezüglich Transport auf MT3DMS ([ZHENG, WANG, 1999]. Der Nitrattransport wird, basierend auf der instationären Grundwasserströmung, für den Zeitraum vom 01.07.2004 bis 30.09.2005 (458 Tage) gerechnet. Dabei fliessen für die Daten der Birs, diejenigen der Anreicherungsanlage Aesch und die Grundwasserentnahmen als Tagesmittelwerte in die Berechnungen ein.

Für die Berücksichtigung des Nitrateintrags durch den westlichen Modellrand wurde die Randbedingung nach Dirichlet gewählt, bei der eine bekannte Stoffkonzentration, in diesem Fall NO₃, gleichmässig über definierte Randsegmente eingegeben wird.

Der Nitrattransport wurde mittels implizitem Finite-Differenzen-Verfahren, welches auch für grosse Courant-Zahlen stabil bleibt, berechnet. Eine über das gesamte Modellgebiet konstante longitudinale Dispersivität von 20 m geht in diese Berechnungen ein. Bei einer Berücksichtigung der Skalenabhängigkeit der longitudinalen Dispersivität [BEIMS 1983 und GELHAR et al. 1992], zusammen mit einer Modellgrösse von ca. 2,8 km², liegt die verwendete Dispersivität im Wertebereichen, die auch bei Markerversuchen ermittelten wurden (siehe Teilprojekt *Fluss-Grundwasser-Interaktion*). Das Verhältnis von longitudinaler zu transversaler und vertikaler Disper-

souterraine respecte l'objectif de qualité de 25 mgNO₃/l de l'Ordonnance sur la protection des eaux.

2.5.2 MODELISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Le modèle d'écoulement des eaux souterraines réalisé à l'occasion de la modélisation du transport des nitrates s'est fait en parfaite synergie avec le sous-projet *Intéactions nappe-rivière*. L'élaboration du modèle et l'étalonnage en permanent et en transitoire sont décrits dans le sous-projet *Intéactions nappe-rivière*.

Le programme de simulation GSM 5.1 [BRIGHAM YOUNG UNIVERSITY 2002] a servi d'outil pour le calcul des écoulements de l'eau souterraine et de transport des nitrates. Il repose, pour le calcul des écoulements de l'eau souterraine, sur MODFLOW 2000 [MCDONALD, HARBAUGH, 1988] et pour le transport sur MT3DMS (Zheng & Wang, 1999). Le transport des nitrates a été calculé, en régime hydrogéologique transitoire, sur la période du 01.07.2004 au 30.09.2005 (458 jours). Les valeurs moyennes journalières des données de la Birse, de l'installation de réalimentation artificielle située à Aesch et des prélèvements d'eau souterraine ont été utilisées dans les calculs.

Pour la prise en compte des apports de nitrates à travers la bordure ouest du modèle, le choix s'est porté sur la condition aux limites de Dirichlet, une concentration connue, ici en nitrates, est régulièrement répartie sur les segments de la limite. Le transport des nitrates a été calculé par une méthode implicite aux différences finies, qui reste également stable pour de grands chiffres Courant. La dispersivité longitudinale a été considérée comme constante sur l'ensemble du domaine modélisé et égale à 20 m. En prenant en compte l'effet d'échelle sur la dispersivité longitudinale [BEIMS 1983 und GELHAR et al. 1992] et la surface du modèle d'environ 2,8 km², la dispersivité utilisée se trouve dans les plages de valeurs qui ont aussi été déterminés à partir des traçages d'essai (cf. le sous-projet *Intéactions nappe-rivière*). Le rapport de la dispersivité longitudi-

sivität wurde auf 10:1 gesetzt. Der Einfluss einer Variation dieses Verhältnisses zwischen 100:1 und 30:1 als auch der longitudinalen Dispersivität von +/- 10 m zeigte, verglichen mit dem Einfluss der übrigen hydraulischen Parameter, eine geringe Sensitivität auf das Endresultat. Die geringe Sensitivität der Dispersivität kann durch den geringen Konzentrationsgradienten von Nitrat im Modellgebiet erklärt werden.

Der entscheidende Parameter für die Advektion ist die durchflusswirksame Porosität. Sie bestimmt die Zeitskala des Nitrattransports im Aquifer [GRAF, SCHÄFER, 2002]. Der Wert für die durchflusswirksame Porosität wurde, basierend auf den Resultaten aus Markerversuchen, auf 0,095 kalibriert. In ungespannten Aquiferen ist der Wert für die spezifische Ergiebigkeit (Specific Yield) gleich dem der Porosität. Der spezifische Speicherkoeffizient (Specific Storage) wurde mit einem Erfahrungswert von $0,0001 \text{ m}^{-1}$ für die im Untersuchungsgebiet anzutreffenden sandigen Kiese berücksichtigt [ANDERSON, WOESSNER, 1992].

2.5.3 EINZUGSGEBIETSMODELLIERUNG

Mittels hydrologischer Oberflächenmodellierung der Felsoberfläche wurden die westlichen unterirdischen Teileinzugsgebiete für diverse Randsegmente des Grundwassermodells ermittelt. Mit Hilfe der ArcMap-Erweiterung „Hydrologic Modeling“ ist es zudem möglich, die Oberflächenhydrologie eines Einzugsgebietes zu analysieren.

Als Grundlage diente ein digitales Modell der extrapolierten Felsoberfläche für das Birstal mit einer Auflösung von $25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$ [FÄH 2003]. Das Modell der Felsoberfläche basiert auf einer Extrapolation von Bohrinformationen aus dem Bohrkataster der Kantone Basel-Stadt und Basel-Land. Dieser Bohrdatensatz wurde mit einem digitalen Höhenmodell (DHM 25, Swisstopo) entlang einer Linie unterhalb der Hochterrassen (entnommen aus der geologischen Karte, Blatt 1067 Arlesheim) zu einer Karte zusammengesetzt.

Die Analyse der Oberflächenhydrologie baut auf dem erstellten Modell der Felsoberfläche auf. Um hydro-

nale aux dispersivités transversale et verticale a été pris égal à 10. L'influence d'une variation de ce rapport entre 100:1 et 30:1, et de la dispersivité longitudinale de $\pm 10 \text{ m}$, présente une faible sensibilité sur le résultat final, comparée à l'influence des autres paramètres hydrauliques. La faible sensibilité de la dispersivité est à mettre sur le compte du faible gradient des concentrations en nitrates à l'intérieur du domaine modélisé.

Le paramètre essentiel pour l'advection est la porosité efficace cinématique. Elle définit l'échelle de temps du transport des nitrates dans l'aquifère [GRAF, SCHÄFER, 2002]. La valeur de la porosité efficace cinématique, d'après les résultats des traçages, a été étalonnée à 0,095. Dans un aquifère libre, cette valeur est équivalente en pratique à la porosité efficace. L'emménagement spécifique (specific storage), estimé par expérience, a été pris égal à $0,0001 \text{ m}^{-1}$ pour les graviers sableux rencontrés dans la zone d'étude [ANDERSON, WOESSNER, 1992].

2.5.3 MODELISATION DU BASSIN VERSANT

Une modélisation hydrologique de la base de l'aquifère a permis de subdiviser le bassin versant souterrain ouest en sous-bassins correspondants à différents segments de la limite du modèle hydrogéologique. Avec l'aide de l'extension "Hydrologic modeling" d'ArcMap, il est possible d'analyser l'hydrologie de surface d'un bassin versant.

Le document de base est constitué par un modèle numérique de la topographie extrapolée du substratum de la vallée de la Birse avec une résolution de $25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$ [FÄH 2003]. Ce modèle résulte d'une extrapolation des informations contenues dans les bases de données des forages de Bâle-ville et Bâle-campagne. Avec l'aide d'un modèle numérique de terrain (DHM 25, Swisstopo), ce jeu de données de forages a été converti en carte, à partir d'une ligne tirée sous la haute terrasse (extraite de la carte géologique, feuille 1067 Arlesheim).

L'analyse de l'hydrologie de surface repose sur le modèle construit de la topographie du substratum.

logische Senken in topographischen Mulden zu vermeiden, werden in mehreren Schritten die topographischen Senken der Felsoberfläche aufgefüllt. Dies verhindert eine Akkumulation von Wasser in Senken, welches nicht mehr zum weiteren Abfluss beitragen könnte. Darauf wird die Exposition jeder Rasterzelle in Bezug zu seinen Nachbarzellen ermittelt, um die Fließrichtung der gerade betrachteten Zelle zu evaluieren. Die Fließrichtung wird vom Höhenmodell berechnet und jeder Zelle ein Richtungswert zugewiesen, je nachdem in welche Nachbarzelle sie entwässert. Die Fließrichtung folgt der grössten Hangneigung. Wenn in einer direkten Nachbarschaft keine klare Abflussrichtung gefunden wird, wird das Analysefenster vergrössert, bis eine Abflussrichtung eruiert werden kann. Für jede Rasterzelle können nun die Bereiche ermittelt werden, die hangaufwärts liegen und in die betrachtete Zelle entwässern.

Diese Methodik ermöglicht eine Zuweisung von Teileinzugsgebieten zu einzelnen Randsegmenten des Grundwassermodells. Insgesamt wurden somit sieben Teileinzugsgebiete ausgewiesen, die wiederum in versiegelte und unversiegelte Flächen aufgeteilt wurden (Tab. 2.5.3.1, Abb. 2.5.3.1).

Tab. 2.5.3.1: Teileinzugsgebiete und Modellgebiet mit unversiegelten und versiegelten Flächenanteilen. In der Spalte Nitratkonzentrationen oder korrespondierende Grundwassermessstelle sind die als Randbedingung eingegebenen Nitratkonzentrationen oder bei variierenden Eingangskonzentrationen die Piezometer, bei denen Nitratkonzentrationen gemessen wurden, angegeben.

Tab. 2.5.3.1 : *Sous-bassins versants et domaine modélisé avec part des surfaces imperméabilisées et non imperméabilisées. La colonne "concentration en nitrates ou station de mesures des eaux souterraines" donne la concentration en nitrates rentrée comme conditions aux limites ou, si la concentration de départ varie, le piézomètre où les concentrations en nitrates ont été mesurées.*

Afin d'éviter la formation de dépressions hydrologiques dans les creux topographiques du substratum, ceux-ci ont été remplis au cours de plusieurs étapes de travail. Ceci évite l'accumulation d'eau dans les creux, eau qui ne pourrait plus ensuite participer à l'écoulement vers l'aval. La position de chaque maille par rapport à sa voisine est ensuite identifiée, afin d'évaluer la direction d'écoulement de la maille considérée. La direction d'écoulement est calculée par le modèle numérique de terrain, qui attribue à chaque maille une valeur directionnelle en fonction des mailles voisines qui la drainent. La direction d'écoulement suit la ligne de plus grande pente. Au cas où une direction d'évacuation de l'eau n'est pas clairement identifiée dans le voisinage, la fenêtre d'analyse est agrandie jusqu'à ce qu'une telle direction soit trouvée. Pour chaque maille, il est alors possible d'identifier les secteurs qui sont situés à l'amont hydraulique et qui s'écoulent dans cette maille.

Cette méthode permet d'attribuer des sous-bassins versants à chaque segment de la limite du modèle hydrogéologique. Au total, sept sous-bassins versants ont ainsi été reconnus. Ils ont, à leur tour, été subdivisés en zone imperméabilisée et non imperméabilisée (Tab. 2.5.3.1, Fig. 2.5.3.1).

Teileinzugsgebiete Randsegmente / Sous-bassins versants, segments de la limite	Fläche / Surface (ha)			Nitratkonzentration oder korrespondierende Grundwassermessstelle / Concentration en nitrates ou station de mesures des eaux souterraines
	insgesamt / totale	versiegelt / imperméabilisée	unversiegelt / non imperméabilisée	
A	89	52	38	20 mg/l
B	200	18	182	11.J.20
C	50	0	50	11.R.3
D	94	17	77	24.J.7
E	396	57	340	24.J.6
F	38	38	0	24.J.6
G	102	47	55	20 mg/l
Modellgebiet / Domaine modélisé	284	166	119	
Gesamt / Totale	1255	393	861	

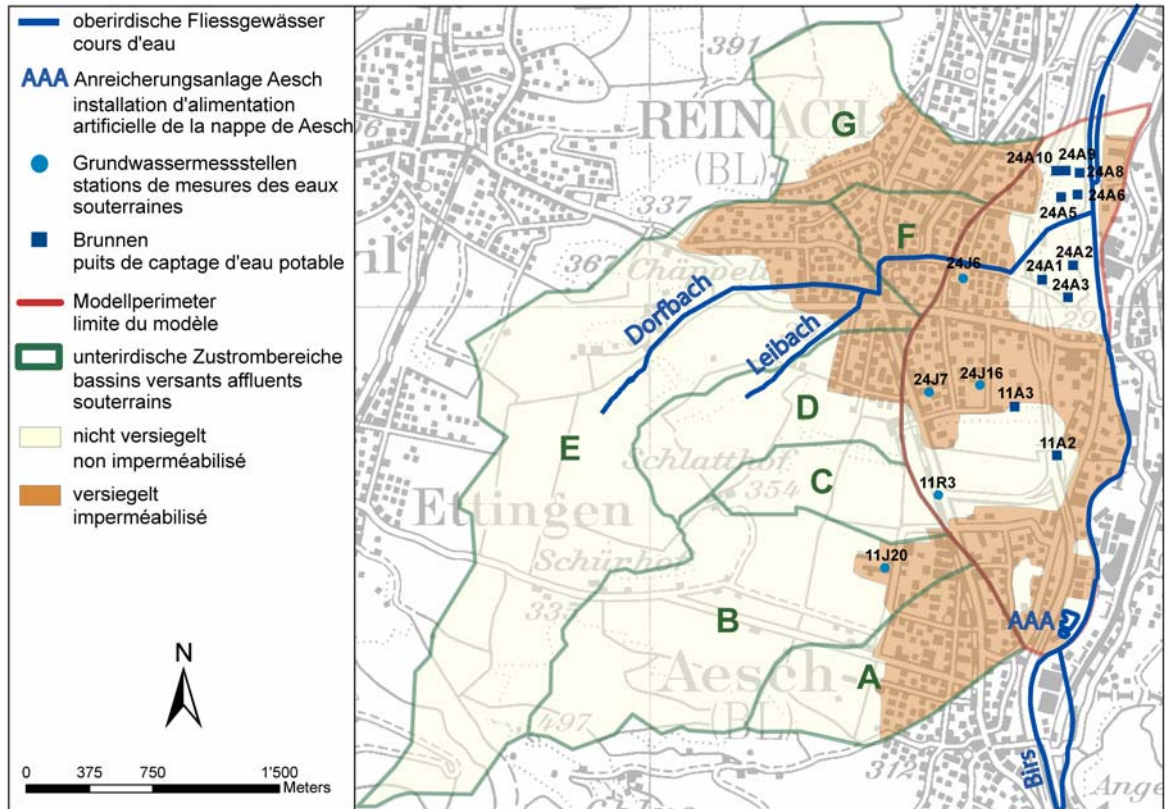


Abb. 2.5.3.1: Unterirdische Teileinzugsgebiete im Westen des Modellgebietes
 Fig. 2.5.3.1: Sous-bassins versants à l'ouest du domaine modélisé

2.5.4 GRUNDWASSERNEUBILDUNG

Abbildung 2.5.4.1 zeigt die monatlichen Grundwasserneubildungsraten für versiegelte und unversiegelte Flächen. Die jährliche Grundwasserneubildung für versiegelte Flächen beträgt 162 mm und für unversiegelte 340 mm. Um die Instationarität der Strömungsrandbedingung zu berücksichtigen wurden diese Werte mit den versiegelten und unversiegelten Flächen der Teileinzugsgebiete multipliziert. Daraus ergeben sich monatsabhängige Zuflussmengen für die diversen Modellrandsegmente.

2.5.4 RECHARGE DE LA NAPPE

La figure 2.5.4.1 présente les contributions mensuelles de la recharge de la nappe pour les surfaces imperméabilisées et non imperméabilisées. La recharge annuelle pour les surfaces imperméabilisées se monte à 162 mm et à 340 mm pour les non imperméabilisées. Afin de prendre en compte le caractère transitoire des conditions aux limites d'écoulements, les valeurs mensuelles ont été multipliées par les surfaces respectives à l'intérieur des sous-bassins versants, fournissant ainsi les apports sur les différents segments de la limite du modèle.

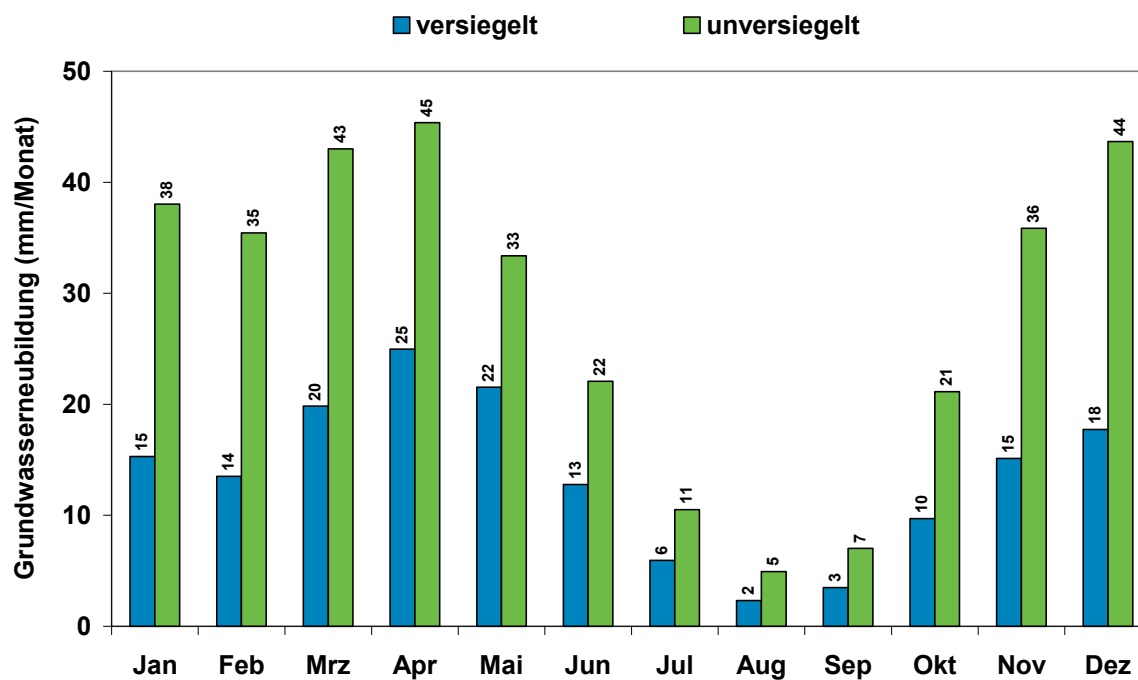


Abb. 2.5.4.1: Monatliche Grundwasserneubildung für versiegelte und unversiegelte Flächen
 Fig. 2.5.4.1 : Recharge mensuelle de la nappe pour les surfaces imperméabilisées et non imperméabilisées
 (versiegelt: imperméabilisé; unversiegelt: non imperméabilisé, Grundwasserneubildung: Recharge de la nappe)

2.5.5 KLASSIFIZIERUNG DES NITRATEINTRAGS

Die Instationarität der Strömungsrandbedingung hat insbesondere einen Einfluss auf den Nitrateintrag in das Grundwassermodell wobei die Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet mit der Nitratfracht gekoppelt ist.

Die durchgeführten Nitrat-Stichtagsmessungen einzelner Grundwassermessstellen, welche sich am Rand des Grundwasserströmungsmodells befinden, wurden den Zuflüssen der westlichen Randsegmente zugeordnet. Die so zugewiesenen Randkonzentrationen ergeben zusammen mit den aus der hydrologischen Oberflächenmodellierung bestimmten Randzuflüssen die Nitrat-Massenflüsse über die jeweiligen westlichen Modellrandsegmente (Tab. 2.5.3.1 und Abb. 2.5.5.1).

2.5.5 CLASSEMENT DES APPORTS EN NITRATES

Le caractère transitoire des conditions aux limites d'écoulements influence les apports de nitrates dans le modèle hydrogéologique, du fait du couplage de la recharge de la nappe dans le bassin versant avec le lessivage des nitrates.

Les stations de mesures des eaux souterraines, situées en bordure du modèle et relevées lors des tournées d'une journée, ont fourni les teneurs en nitrates attribuées aux segments de la limite ouest. Ces concentrations aux limites, combinées aux apports latéraux calculés par le modèle hydrologique, donnent les flux massiques de nitrates entrant sur chaque segment de la limite ouest du modèle (Tab. 2.5.3.1 et Fig. 2.5.5.1).

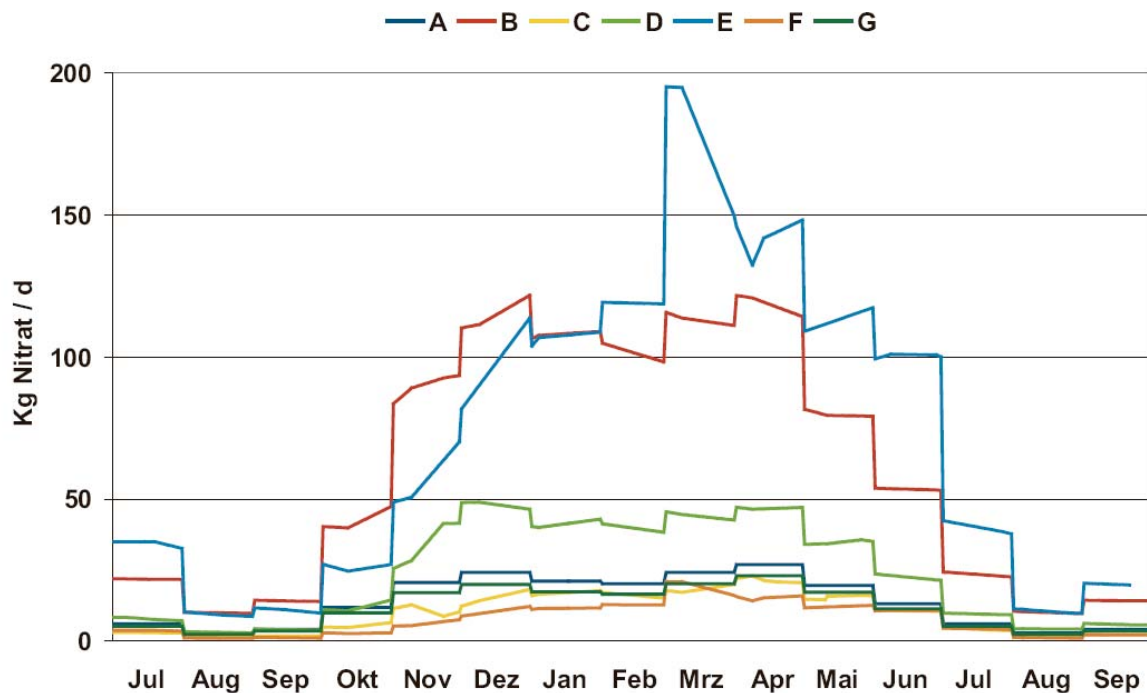


Abb. 2.5.5.1: Nitrat-Massenflüsse über Randsegmente A bis G in Abhängigkeit der Zeit. Die Zuordnung der Gebiete ist in Abb. 2.5.3.1 und Tab. 2.5.3.1 gegeben.

Tab. 2.5.5.1 : Flux massiques de nitrates entrant sur les segments A à G de la limite en fonction du temps. La situation des secteurs est donnée dans la figure 2.5.3.1 et le tableau 2.5.3.1.

Da keine Nitrat-Stichtagsmessungen im Bereich der Modellrandsegmente A und G stattfanden, wurden diesen Randzuflüssen konstant über den modellierten Zeitraum 20 mg/l zugewiesen. Dem infiltrierenden Birswasser konnten die dort gemessenen Konzentrationen zugewiesen werden. Nicht berücksichtigt wurde dabei, dass die Konzentrationen des infiltrierenden Wassers durch Denitrifikationsprozesse im meist anaeroben Milieu des Bachsediments stark vermindert werden können [GRAF, SCHÄFER, 2002]. Da in der Anreicherungsanlage Aesch Birswasser versickert wird und keine Nitratreduktion stattfindet, wurden für das Anreicherungswasser die Messwerte der Birs verwendet.

Für die Nitratsignatur am südlichen und nördlichen Modellrand, welcher hauptsächlich durch den birsparallelen Grundwasserstrom gekennzeichnet ist, wurde der Mittelwert der Nitratmessungen in der Birs mit 13,4 mg/l gewählt. Für den verhältnismässig geringen Randzustrom im Nordosten und für die Grundwasserneubildung im Modellgebiet selbst wurde eine konstante mittlere Konzentration von 11 mg/l gewählt.

En l'absence de mesures des concentrations en nitrates à proximité des segments A et G, les apports latéraux ont été considérés comme constants (20 mg/l) durant la période de simulation. Pour les eaux infiltrées depuis la Birse, les teneurs mesurées dans la rivière ont été retenues. La possibilité d'une forte baisse des concentrations dans l'eau infiltrée, due aux processus de dénitrification présents dans le milieu généralement anaérobie des sédiments de rivière [GRAF, SCHÄFER, 2002], n'a pas été prise en compte. Aucune réduction des nitrates n'intervenant au niveau de l'installation d'alimentation artificielle de Aesch, les valeurs de la Birse ont été utilisées pour l'eau reinfiltérée.

Pour les bordures sud et nord du modèle, marquées surtout par des écoulements souterrains parallèles à la Birse, la teneur en nitrates moyenne de celle-ci, 13,4 mg/l, a été choisie. Une concentration moyenne constante de 11 mg/l a été choisie pour les apports latéraux proportionnellement bas du nord-est, ainsi que pour la recharge de la nappe sur l'ensemble du domaine modélisé.

Zur Bestimmung der Nitratanzugsverteilung wurde aus dem Ausgangs-Transportmodell ein Zeitpunkt gesucht, bei dem ausgewählte Grundwassermessstellen eine gute Übereinstimmung von bestehender Stichtagsmessung am Anfang mit späteren Stichtagsmessungen sowie den berechneten Nitratganglinien zeigen. Die Nitratverteilung eines Zeitpunktes (Tag 420, siehe auch Abb. 3.8.1) mit guter Übereinstimmung wurde daraufhin als Startkonzentration im Transportmodell berücksichtigt.

Pour la détermination de la répartition des concentrations initiales en nitrates, le choix de la sortie de modèle s'est porté sur une date pour laquelle les stations de mesures choisies présentaient de bonnes concordances, entre le début des tournées et les suivantes, et avec les évolutions des teneurs en nitrates calculées. La répartition des nitrates à une date (jour 420, cf. aussi le chapitre 3.8.1) présentant une bonne concordance a ensuite été prise en compte comme concentrations de départ dans le modèle convectif.

3 Resultate

Résultats

3.1 ERGEBNISSE DER BODENWASSERPROBEN

An insgesamt zehn verschiedenen Standorten zwischen Reinach und Aesch (s. Kap. 2.1.2) wurden zwischen September 2003 und Oktober 2005 ca. alle zwei Wochen Bodenwasserproben entnommen und auf den Nitratgehalt hin untersucht. Im Folgenden werden die daraus gewonnenen Resultate dargestellt.

3.1.1. ALLGEMEINE BEOBACHTUNGEN DES NITRATVERLAUFES BEI DEN STANDORTEN IN DER SCHWEIZ

Genereller Verlauf des Nitratgehaltes der oberflächennah (d.h. auf 60 cm Bodentiefe) beprobten Standorte (Abb. 3.1.1.1):

In der Messperiode von September 2003 bis Oktober 2005 wurden drei Auswaschungsphasen beobachtet, die jeweils im Herbst auftraten und bei allen Standorten in etwa gleich verliefen. Dabei stiegen die Werte ab Mitte Juli an, erreichten ihr Maximum im September/Oktober und fielen im November/Dezember wieder ab. Die Minima wurden an fast allen Messpunkten im Frühling und im Frühsommer erreicht. Dabei ist zu berücksichtigen, dass – mit Ausnahme des Standortes Gemüse – an allen Standorten sehr ähnliche Bodenverhältnisse vorherrschten.

In der Höhe und Dauer dieser Auswaschungsphasen zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede: In der ersten Phase im Herbst 2003 wurden sowohl die höchsten Werte über 600 mg/l NO₃ wie auch die längste Dauer von bis zu 7 Monaten gemessen. Dabei blieben die Gehalte an vielen Standorten über die ganze Dauer auf hohem Niveau. In der zweiten Phase von 5-6 Monaten im Herbst 2004 lagen die Maximalwerte deutlich tiefer (hier war jedoch an vielen Standorten kein Bodenwasser vorhanden), in der dritten Phase von 5-6 Monaten im Herbst 2005 nahmen die Maximalgehalte an den meisten Standorten wieder zu, wobei auch hier

3.1 RESULTATS SUR LES PRELEVEMENTS D'EAU DU SOL

L'ensemble des dix sites suisses répartis de Aesch à Reinach (cf. chapitre 2.1.2) ont fait l'objet de prélèvements toutes les deux semaines, de septembre 2003 à octobre 2005, pour l'analyse des teneurs en nitrates. Les résultats obtenus sont présentés ci-après.

3.1.1. OBSERVATIONS GENERALES DE L'EVOLUTION DES NITRATES DANS LES SITES SUISSES

Evolution générale des teneurs en nitrates (Fig. 3.1.1.1) des sites échantillonnés près de la surface (60 cm de profondeur) :

Durant la période de mesures, de septembre 2003 à octobre 2005, trois phases de lessivage automnales se sont produites de manières sensiblement identiques sur tous les sites. Les valeurs ont augmenté à partir de mi-juillet, pour atteindre leur maximum en septembre/octobre, avant de redescendre en novembre/décembre. Les minimums ont été atteints au printemps et en début d'automne sur presque tous les points de mesures. Il faut tenir compte du fait, qu'à part le site Légumes, tous les sites ont des caractéristiques pédologiques très semblables.

Au niveau de l'amplitude et de la durée de ces phases de lessivage, il apparaît cependant des différences nettes. C'est lors de la première phase, à l'automne 2003, que furent mesurées les plus hautes valeurs (supérieures à 600 mg NO₃/l), ainsi que la plus longue durée (jusqu'à 7 mois) avec des teneurs restant élevées sur de nombreux sites. Lors de la deuxième phase de 5-6 mois, à l'automne 2004, les valeurs maximales se situent nettement plus bas (sur de nombreux sites, l'eau du sol n'a d'ailleurs pas pu être recueillie). Lors de la troisième phase de 5-6 mois, à l'automne 2005, les teneurs maximales de la plupart des sites remontent, mais là aussi

teilweise die Saugkerzen lange trocken blieben. Sowohl 2004 wie auch 2005 zeigten die Verläufe im Unterschied zur ersten Auswaschungsphase 2003 jeweils eine typische Peak-Form. Die Auswaschungsphase im Herbst 2003 hebt sich von denjenigen in den Jahren 2004 und 2005 deutlich ab. Hierfür ist wahrscheinlich eine Überlagerung mehrerer Gründe verantwortlich. Neben einem möglichen Artefakt, der durch die Installation der Saugkerzen bedingt war (Einstellen eines neuen chemischen Gleichgewichts im Keramikkopf sowie verstärkte Mineralisierung im gestörten Boden), waren auch das Trockenjahr 2003 sowie die saisonale Auswaschung verantwortlich (s. Tab. 3.3.1.1).

Zwischen den oberflächennah beprobten Standorte fanden sich folgende Unterschiede:

Die höchsten Werte erreichten mit 350-600 mg/l die Standorte Raps und Weizen, beides ackerbaulich genutzte Standorte. Mittlere Nitratgehalte traten mit Spitzenwerten von um 300 mg/l am ackerbaulich genutzten Standort Kleegras auf. Tiefe Werte fanden sich im Gemüsefeld (<50 mg/l), der seit 1997 nicht mehr bearbeiteten Buntbrache (meist <10 mg/l) sowie im Sportplatz (meist <100 mg/l, abgesehen von den mittelhohen Werten im Herbst 2003). Auch an diesen Standorten war noch eine Saisonalität nachzuweisen, die Anstiege traten jedoch deutlich später auf als an den ackerbaulich genutzten Standorten (November/Dezember). Variable Werte zeigten sich v.a. im Wald: Von September 2003 bis Januar 2004 wurden \pm konstante Gehalte von 450-500 mg/l gemessen. Anschliessend fiel die Konzentration auf 110 mg/l, nahm bis im Juli jedoch wieder auf 180 mg/l zu. Zwischen Juli und Dezember 2004 war in den Saugkerzen kein Bodenwasser vorhanden (trotz regelmässiger Niederschläge von insgesamt über 400 mm). Danach fielen die Gehalte von 80 mg/l fast kontinuierlich auf <20 mg/l ab.

avec des bougies poreuses restant parfois sèches assez longtemps. Les tracés de 2004 comme de 2005, à la différence de la première phase de lessivage de 2003, montrent un pic caractéristique. La phase de lessivage de l'automne 2003 s'écarte nettement de celles des années 2004 et 2005. Une superposition de causes en est probablement responsable : un possible artefact lié à l'installation des bougies poreuses (rééquilibrage chimique dans la tête en céramique et minéralisation renforcée dans le sol perturbé), auquel s'ajoutent la sécheresse de l'année 2003 et le lessivage saisonnier (Tab. 3.3.1.1).

Les différences suivantes sont observables entre les sites échantillonnés près de la surface (60 cm) :

Les plus hautes valeurs, avec 350-600 mg/l, sont atteintes sur les sites Colza et Blé, tout deux à utilisation agricole. Les teneurs en nitrates moyennes, avec des pointes à 300 mg/l, se rencontrent sur le site Trèfle à utilisation agricole. Les valeurs basses se trouvent sur le site Légumes (<50 mg/l), sur la jachère florale non travaillée depuis 1997 (en général <10 mg/l), ainsi que sur le Terrain de sport (en général <100 mg/l, en dehors des valeurs moyennes de l'automne 2003). Une saisonnalité est encore décelable sur ces sites, bien que les augmentations de teneurs surviennent nettement plus tard que sur les sites à utilisation agricole (novembre/décembre). Les teneurs variables se rencontrent avant tout sur le site Forêt : teneurs plus ou moins constantes de 450-500 mg/l de septembre 2003 à janvier 2004, suivies d'une chute des concentrations à 110 mg/l, puis d'une remontée à 180 mg/l en juillet. Les bougies poreuses sont sèches de juillet à décembre 2004 (malgré des précipitations régulières d'un total supérieur à 400 mm). Ensuite, les teneurs baissent presque continuellement de 80 à moins de 20 mg/l.

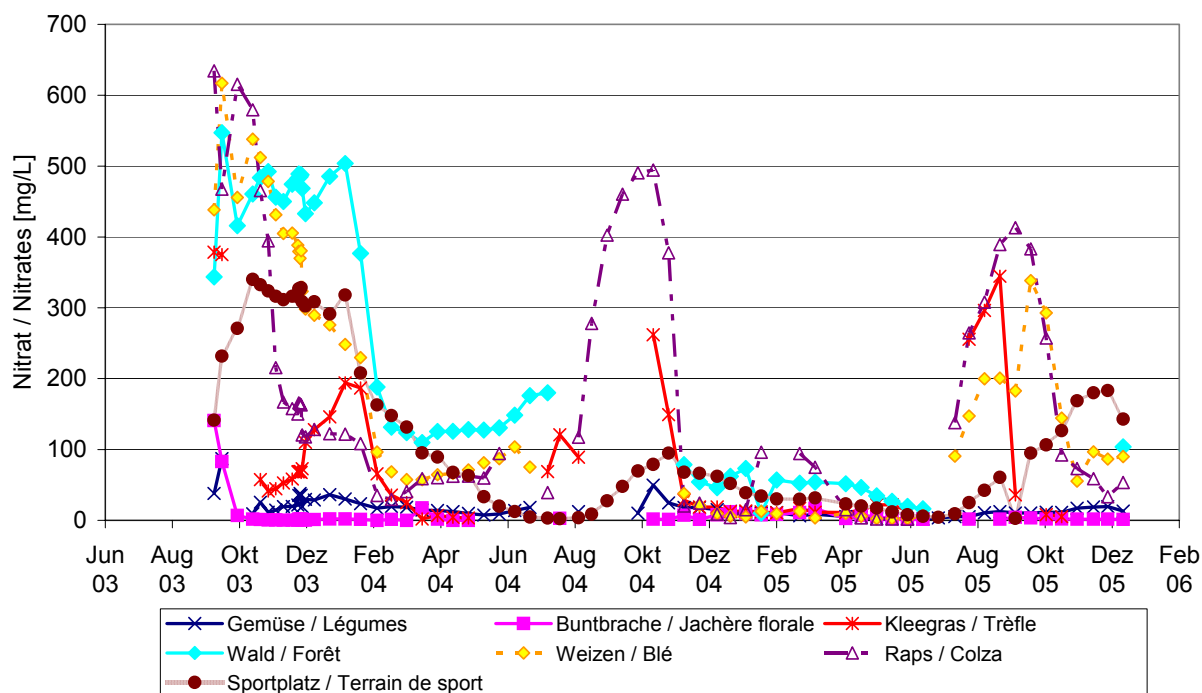


Abb. 3.1.1.1: Verläufe der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser an denjenigen schweizerischen Standorten, die mittels Saugkerzen in 60 cm Bodentiefe beprobt wurden. Hellblau markiert sind die drei herbstlichen Auswaschungsphasen.
 Fig. 3.1.1.1 : Evolution des concentrations en nitrates dans l'eau du sol des sites suisses, avec prélèvements par bougies poreuses à 60 cm de profondeur. Les trois périodes de lessivage sont soulignées en bleu clair.

Ein Vergleich von Standorten, die oberflächennah (60 cm) und in grösserer Tiefe (1-2 m) beprobt wurden (Abb. 3.1.1.2) zeigt folgende Ergebnisse:

Die Nitratgehalte, die am Standort Weizen in einer Tiefe von 2 m mit einer Saugplatte gewonnen wurden, waren mit über 850 mg/l im Dezember 2004 die höchsten, welche in der gesamten Messperiode je an einem Standort gemessen wurden. Sie nahmen im Herbst 2004 rasch zu, bis in den August 2005 jedoch nur langsam ab. Dazu in starken Gegensatz lagen die Werte einer Tiefe von 60 cm mit um 5 mg/l über die ganze Periode zwischen Dezember und Juni 2005. Die Wassermenge, die in den Saugkerzen aufgefangen werden konnten, betrug von Juni bis Oktober 0 ml, stieg dann jedoch zum 09. November stark im Mittel auf 2750 mL an (Abb. 3.1.1.3). Bis Ende Februar schwankte die Menge zwischen 1000-2200 mL. Die mit der Saugplatte aufgefangene Wassermenge schwankte zwischen Mitte Juli und Ende Oktober zwischen 50 bis 100 ml, stieg dann zum 09. November auf 200 mL an und schwankte danach zwischen 100 bis 160 mL.

Une comparaison des sites échantillonnés près de la surface (60 cm) et à plus grande profondeur (1-2 m) montre les résultats suivants (Fig. 3.1.1.2) :

Les teneurs en nitrates obtenues sur le site Blé au moyen d'une plaque poreuse à 2 m de profondeur sont, avec plus de 850 mg/l en décembre 2004, les plus hautes valeurs mesurées sur la période de mesures et sur tous les sites. Elles avaient rapidement augmenté à l'automne 2004 avant de baisser plus lentement jusqu'en août 2005. Tout à fait à l'opposé se trouvent les valeurs mesurées à une profondeur de 60 cm : environ 5 mg/l pour la période de décembre 2004 à juin 2005. Les quantités d'eau recueillies dans les bougies poreuses sont nulles de juin à octobre 2004, puis elles augmentent fortement pour atteindre 2750 ml en moyenne le 09 novembre (Fig. 3.1.1.3). La quantité varie ensuite entre 1000-2200 ml jusqu'à fin février 2005. La quantité d'eau recueillie avec la plaque poreuse varie entre 50 et 100 ml de mi-jullet à fin octobre 2004, puis elle augmente à 200 ml le 09 novembre et oscille ensuite entre 100 et 160 ml.

Am Standort Saugplatte Wald konnte in 2 m Tiefe eine ähnliche Entwicklung beobachtet werden. Hierbei nahmen die Gehalte jedoch bereits im Juli/August 2004 stark zu (auf um 500 mg/l). Darauf sanken die Werte nicht, sondern stiegen bis im Februar 2005 auf 640 mg/l leicht an. Dies ging einher mit einer Abnahme der in der Saugplatte aufgefangenen Wassermenge von 350 mL Mitte August auf 0 bis 100 mL zwischen Mitte September und Ende Februar. Von Ende Februar bis September 2005 fiel die Nitratkonzentration kontinuierlich auf <200 mg/l ab. Die Werte in 60 cm Tiefe (Standort Wald) hingegen verhielten sich völlig anders, sie lagen über die ganze Periode unter 200 und im Jahr 2005 sogar deutlich unter 100 mg/l.

Die am Standort Waldgrube in 1 m Tiefe mittels Saugkerzen gemessenen Gehalte verliefen nochmals deutlich unterschiedlich: Von April bis September 2004 stiegen die Gehalte langsam auf das Niveau der Gehalte in 60 cm Tiefe an. Dann jedoch erfolgte ab Oktober eine sehr schnelle Zunahme, die im November auf fast 600 mg/l gipfelte und bis zum April auf <100 mg/l sank. Die Zunahme im Oktober war begleitet von einem starken Anstieg der in der Saugkerze aufgefangenen Wassermenge von 100 mL am 26.10. auf 2900 mL am 09.11. Während die Nitratkonzentration anschliessend exponentiell abnahm, schwankten die in den Saugkerzen aufgefangenen Wassermengen hingegen bis Ende Februar zwischen 1150 und 3000 mL.

Kurz zusammengefasst liessen sich also deutliche Konzentrationszunahme von den an den Standorten Weizen und Wald auf 60 cm Tiefe installierten Saugkerzen zu den in tieferen Bodenbereichen eingebrachten Saugkerzen und Saugplatten feststellen. Die Anstiege der Nitratkonzentrationen an den Standorten Waldgrube und Weizen-Saugplatte Ende Oktober gingen einher mit einer starken Zunahme der aufgefangenen Bodenwassermenge.

Une évolution analogue est observable sur le site Forêt-plaque à 2 m de profondeur, à ceci près que les teneurs augmentent déjà fortement dès juillet/août 2004 (jusqu'à 500 mg/l). Au lieu de baisser, elles montent ensuite légèrement jusqu'à 640 mg/l en février 2005. Ceci s'accompagne d'une diminution de la quantité d'eau recueillie avec la plaque, de 350 mg/l à la mi-août à 0-100 ml entre mi-septembre 2004 et fin février 2005. De fin février à septembre 2005, la concentration en nitrates chute continuellement jusqu'à moins de 200 mg/l. Par contre, les teneurs à 60 cm (site Forêt) se comportent totalement différemment, en restant en dessous de 200 mg/l pendant toute la période et même nettement en dessous de 100 mg/l en 2005.

Les teneurs mesurées à 1 m de profondeur avec des bougies poreuses sur le site Forêt-fosse évoluent encore différemment. D'avril à septembre 2004, elles augmentent lentement au niveau de celles relevées à 60 cm de profondeur. A partir d'octobre par contre, survient une augmentation très rapide qui culmine en novembre à presque 600 mg/l, puis elle décroît jusqu'en avril 2005 à moins de 100 mg/l. L'augmentation d'octobre s'est accompagnée d'une forte hausse de la quantité d'eau recueillie avec la bougie poreuse : de 100 ml le 26.10 à 2900 ml le 09.11. Les quantités recueillies ensuite dans les bougies jusqu'à fin février 2005 varient entre 1150 et 3000 ml, alors que les concentrations en nitrates diminuent de manière exponentielle.

En résumé, sur les sites Blé et Forêt les concentrations augmentent nettement entre les bougies poreuses installées à 60 cm de profondeur et les bougies et plaques poreuses installées plus profondément. La hausse des concentrations en nitrates sur les sites Forêt-fosse et Blé-plaque, à la fin octobre 2004, s'accompagne d'une forte augmentation de la quantité d'eau recueillie.

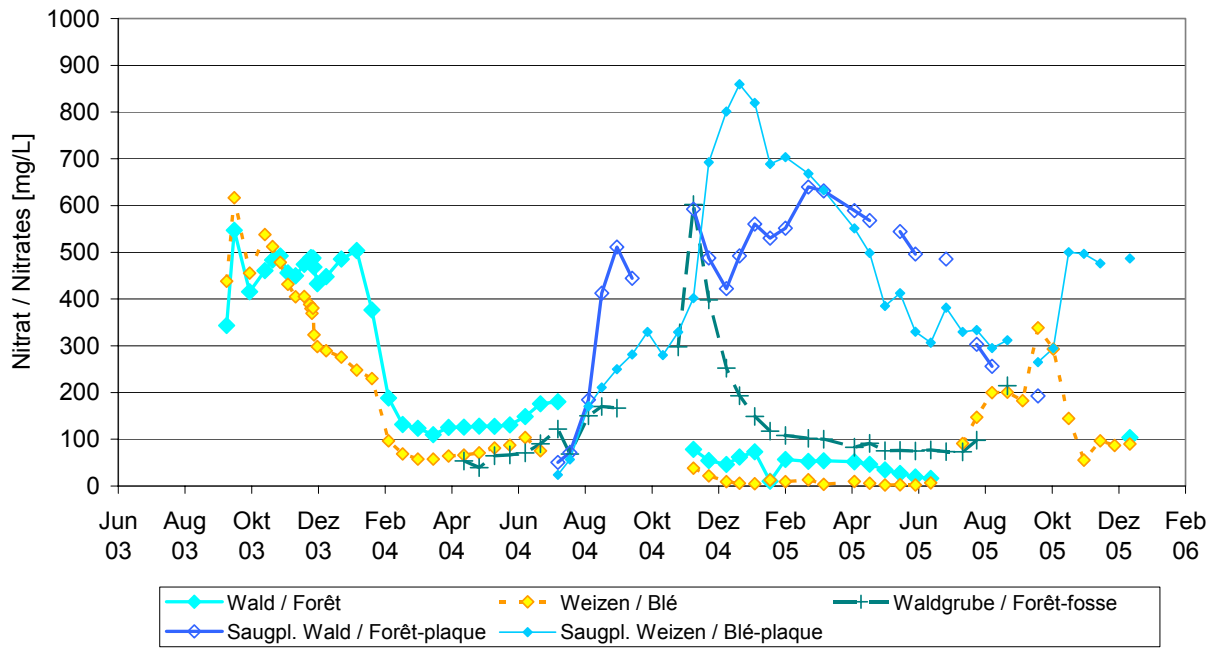


Abb. 3.1.1.2: Nitratkonzentrationen im Bodenwasser an Standorten in grösserer Bodentiefe (Saugplatten Wald und Weizen in 2 m, sowie Waldgrube in 1 m) im Vergleich mit den in 60 cm Tiefe mittels Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen an denselben Standorten.

Fig. : 3.1.1.2 : Concentrations en nitrates dans l'eau du sol à plus grande profondeur (Forêt-plaque et Blé-plaque à 2 m, et Forêt-fosse à 1 m), comparées à celles relevées sur les mêmes sites à 60 cm de profondeur avec des bougies poreuses.

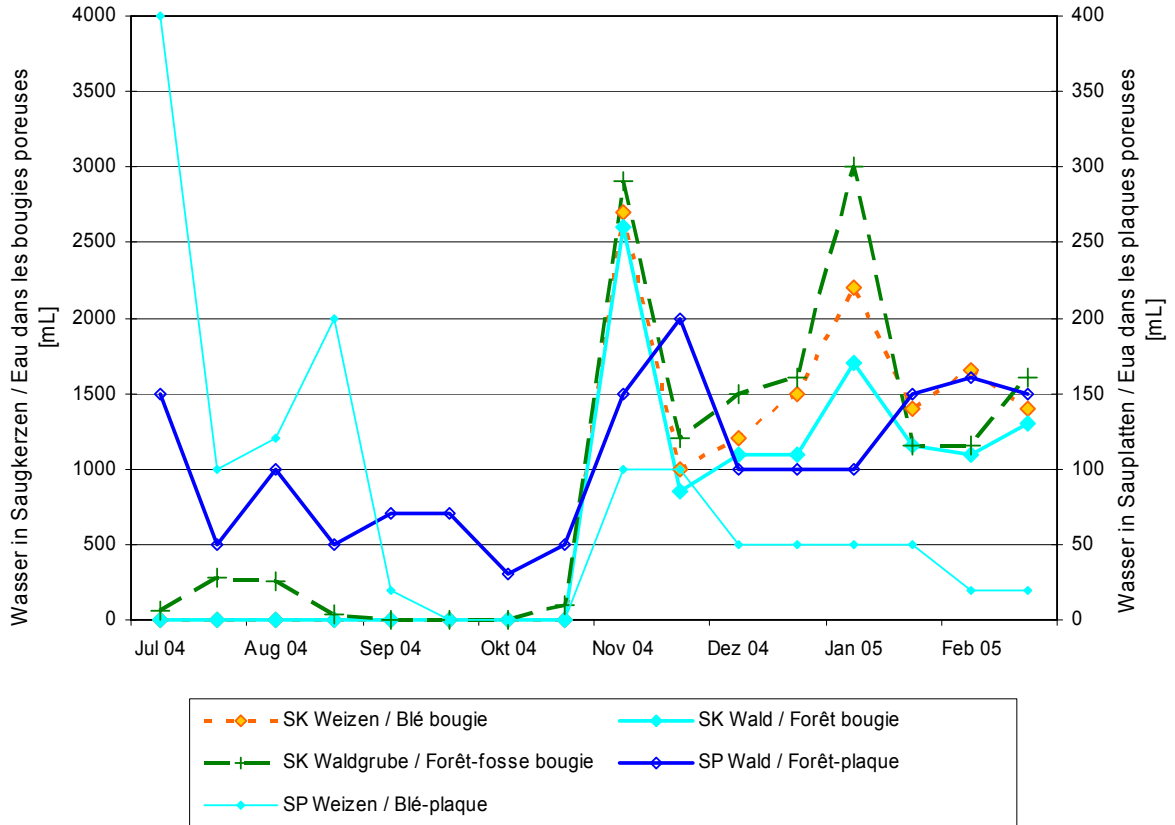


Abb. 3.1.1.3: In Saugkerzen der Standorte Wald und Weizen (60 cm Tiefe) und Waldgrube (100 cm Tiefe) sowie in den Saugplatten der Standorte Weizen und Wald aufgefangene Menge an Bodenwasser in mL.

Fig. 3.1.1.3 : Quantité d'eau en ml recueillie dans les bougies poreuses (BP) des sites Forêt et Blé (60 cm) et Forêt-fosse (100 cm), ainsi que dans les plaques poreuses des sites Blé-plaque et Forêt-plaque.

3.1.2 DETAILBEOBACHTUNGEN DES VERLAUFES DES NITRATGEHALTES

Bei der Analyse der Abbildungen 3.1.2.1 bis 3.1.2.3 zeigen sich folgende Resultate:

Zwischen dem Spätwinter (ab ca. Januar) und dem späten Frühling (bis ca. Juni) blieben die Werte mit zwischen 0-100 mg/l an allen Standorten tief. Insbesondere in den Sommermonaten enthielten die Saugkerzen oftmals kein Bodenwasser. Wenn doch, dann stiegen die Nitratgehalte durchwegs nach der Entfernung der Vegetation durch die Ernte an.

Bei den ausdauernden Luzernepflanzen (Leguminosen!) am Standort Weizen (Abb. 3.1.2.1) konnte während der Wachstumsperiode mehrmals geerntet werden. Hierbei war jedoch keine Veränderung des Nitratgehaltes im Bodenwasser zu beobachten. Während der Schlussernte, der anschliessenden Bodenbearbeitung und Ansaat von Wintergerste blieben die Saugkerzen trocken. Erst einen Monat nach der Ansaat der Wintergerste konnte wieder Bodenwasser gewonnen werden. Über den Effekt der Luzerne-Schlussernte und der kurzen Brache auf den Nitratgehalt kann deshalb nichts ausgesagt werden. Auch nach der Wintergerste blieb nur eine kurze Zeit bis zur Anpflanzung der nachfolgenden Kunstwiese. Der Nitratgehalt stieg innerhalb von zwei Monaten auf 340 mg/l.

3.1.2 OBSERVATIONS DETAILLEES DE L'EVOLUTION DES TENEURS EN NITRATES

L'analyse des figures 3.1.2.1 à 3.1.2.3 fait apparaître les résultats suivants :

Entre la fin de l'hiver et la fin du printemps (à partir de janvier et jusqu'à juin), les teneurs restent basses, entre 0-100 mg/l, sur tous les sites. Les bougies poreuses ne contiennent souvent pas d'eau, particulièrement au cours des mois d'été. Dans le cas contraire, les teneurs en nitrates augmentent systématiquement après l'évacuation de la végétation par la récolte.

La luzerne (légumineuse), maintenue en permanence sur le site Blé (Fig. 3.1.2.1), permet plusieurs récoltes durant la période de croissance. Pourtant, aucune variation de la teneur en nitrates n'a été observée dans l'eau du sol. Pendant la récolte finale, le travail du sol consécutif et le semis de l'orge d'hiver, les bougies poreuses sont restées sèches. C'est seulement un mois après le semis de l'orge d'hiver que de l'eau du sol a pu être à nouveau extraite. L'effet de la récolte définitive de luzerne et de la jachère courte sur la teneur en nitrates ne peut pas être estimé. Il en est de même après la récolte de l'orge d'hiver, avec un délai très court jusqu'à l'implantation de la prairie artificielle. La teneur en nitrates est montée en deux mois jusqu'à 340 mg/l.

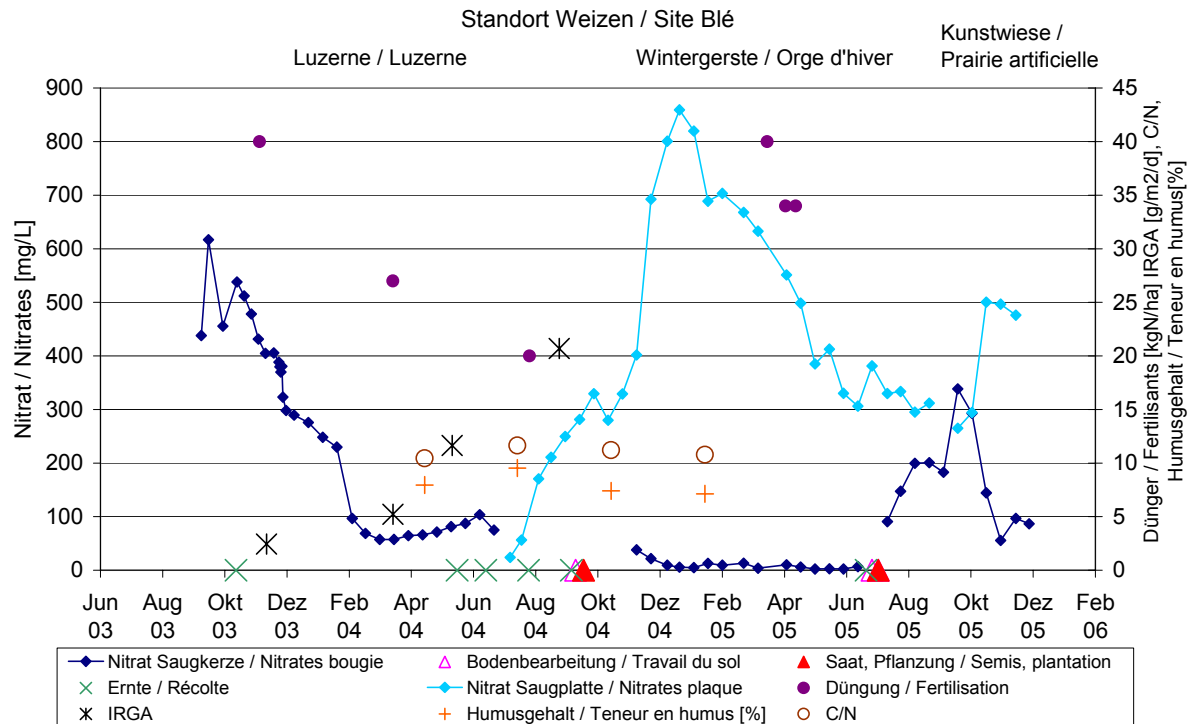


Abb. 3.1.2.1: Verlauf des Nitratgehaltes (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm (Saugkerze) und 2 m Bodentiefe (Saugplatte) am Standort „Weizen“ zwischen September 2003 und Oktober 2005. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Düngermenge (in kg N/ha), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).

Fig. 3.1.2.1 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm (bougie poreuse) et 2 m de profondeur (plaque poreuse) sur le site "Blé" entre septembre 2003 et octobre 2005. Les dates de récolte, de travail du sol, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

Am Standort Raps stieg in der zweimonatigen Brache zwischen den Kulturen Weizen und Wintergerste im Sommer 2004 der Nitratgehalt im Bodenwasser auf 490 mg/l und fiel dann innerhalb von nur zwei Wochen auf 20 mg/l (Abb. 3.1.2.2). Im Jahr darauf dauerte die Brache zwischen Wintergerste und Kunstwiese nur zwei Wochen. Der Nitratgehalt betrug 400 mg/l. Sowohl Anstieg wie Abfall der Kurve waren etwas weniger steil als im Vorjahr.

Sur le site Colza, la teneur en nitrates de l'eau du sol monte à 490 mg/l pendant les deux mois de jachère, entre les cultures de blé et d'orge d'hiver à l'été 2004, puis elle tombe à 20 mg/l en seulement deux semaines (Fig. 3.1.2.2). L'année suivante, la jachère entre l'orge d'hiver et la prairie artificielle ne dure que deux semaines. La teneur en nitrates atteint 400 mg/l. La montée et la descente de la courbe sont moins abruptes que l'année précédente.

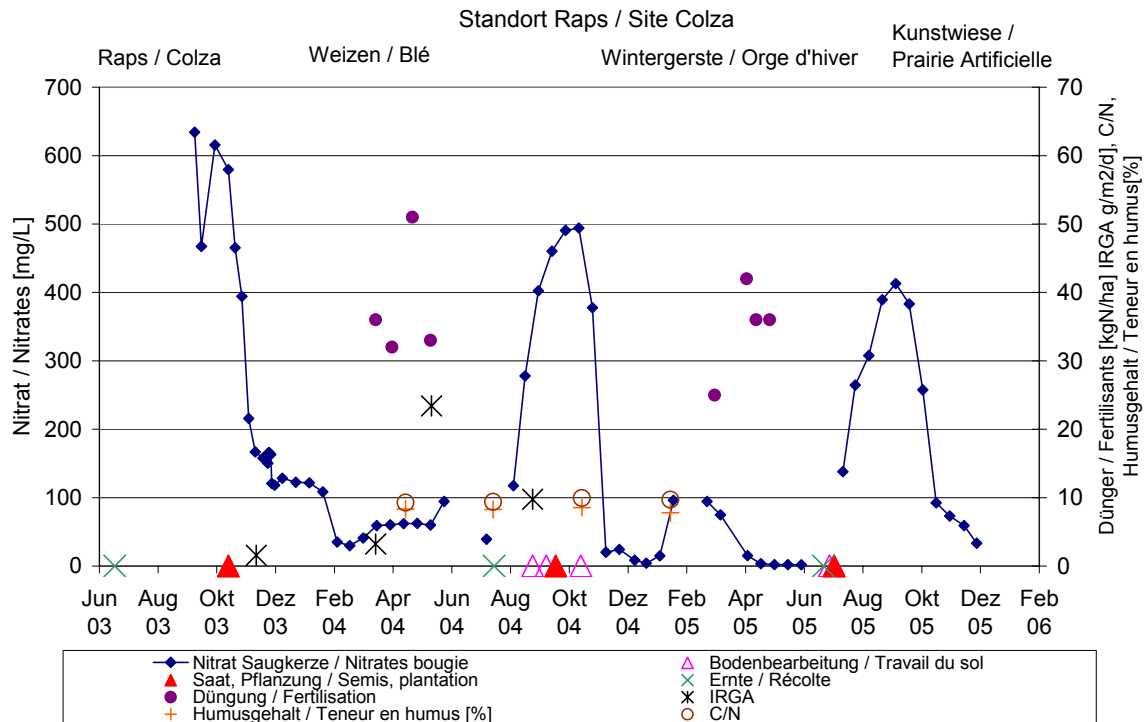


Abb. 3.1.2.2: Verlauf des Nitratgehaltes (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Bodentiefe am Standort „Raps“ zwischen September 2003 und Oktober 2005. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Düngermenge (in kg N/ha), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).

Fig. 3.1.2.2: Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur le site "Colza" entre septembre 2003 et octobre 2005. Les dates de récolte, de travail du sol, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

Am Standort Klee gras lagen die ersten Messungen in der zweimonatigen Brache zwischen Kunstwiese und Weizenkultur im Herbst 2003 und betragen um 380 mg/l (Abb. 3.1.2.3). Danach enthielten die Saugkerzen bis Mitte Oktober kein Wasser. Beginnend bei der Pflanzung des Weizens fanden sich Werte um 50 mg/l, die relativ rasch auf knapp unter 200 mg/l anstiegen und danach schnell wieder abfielen. Im Sommer 2004 dauerte die Brache zwischen Weizen und Rapskultur 6 Wochen. Der Nitratgehalt stieg bereits zur Ernte hin an, danach enthielten jedoch die Saugkerzen jedoch weitere 6 Wochen kein Wasser mehr. Der dann gemessene Nitratgehalt betrug 260 mg/l. Im Sommer des Jahres 2005 dauerte die Brache zwischen Raps und Weizen drei Monate. Zwischen der Ernte bis nach der ersten Bodenbearbeitung steigt der Nitratgehalt auf über 340 mg/l, sank dann aber innerhalb von zwei Wochen auf unter 40 mg/l und blieb danach (bei teilweise fehlenden Proben) unter 10 mg/l.

Sur le site Trèfle, les premières mesures se situent dans la période de jachère de deux mois entre la prairie artificielle et la culture de blé et atteignent environ 380 mg/l (Fig. 3.1.2.3). Ensuite, les bougies sont sèches jusqu'en octobre. Les teneurs, voisines de 50 mg/l au début de la levée du blé, augmentent ensuite relativement vite jusqu'à presque 200 mg/l, avant de redescendre rapidement. A l'été 2004, la jachère entre le blé et le colza dure six semaines. La teneur en nitrates augmente déjà à l'approche de la récolte, puis les bougies poreuses restent sèches durant les six semaines. La teneur en nitrates mesurée ensuite atteint 260 mg/l. A l'été 2005, la jachère entre le colza et le blé dure trois mois. La teneur en nitrates monte à plus de 340 mg/l entre la récolte et le premier travail du sol, mais elle tombe ensuite en dessous de 40 mg/l en deux semaines et reste par la suite au dessous de 10 mg/l (avec quelques échantillons manquants).

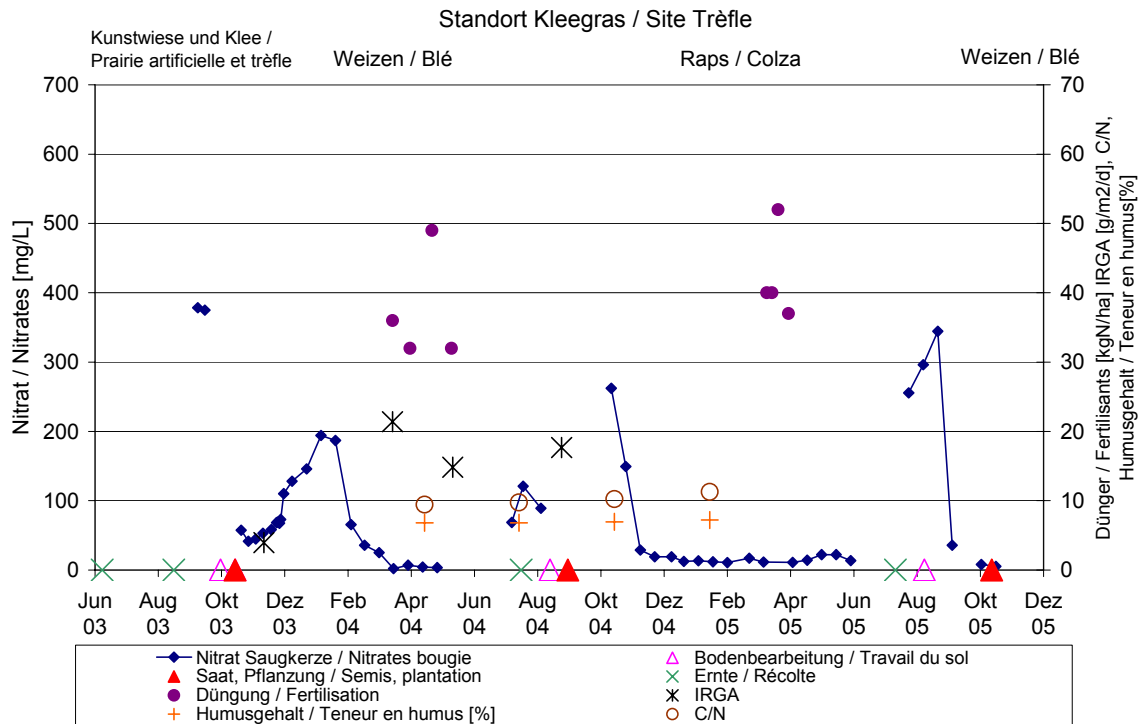


Abb. 3.1.2.3: Verlauf des Nitratgehaltes (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Bodentiefe am Standort „Klee gras“ zwischen September 2003 und Oktober 2005. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Düngermenge (in kg N/ha), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).

Fig. 3.1.2.3 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur le site "Trèfle" entre septembre 2003 et octobre 2005. Les dates de récolte, de travail du sol, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

Neben den Kulturen und der Beobachtung von Zeitpunkt, Höhe, Anstieg und Abfall der Nitratgehalte sind in den Abbildungen 3.1.2.1 bis 3.1.2.3 noch weitere Faktoren dargestellt. Bezüglich deren Zusammenhangs mit dem Nitratgehalt im Bodenwasser lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Die Bodenbearbeitung verstärkte generell die Zunahme des Nitratgehaltes.
- Weder Zeitpunkt noch Menge der Düngergabe zeigten einen direkten Einfluss auf den Nitratgehalt im Bodenwasser.
- Das C/N-Verhältnis ist für landwirtschaftlich genutzte Böden typisch (um 10) und blieb im Messverlauf wie auch der Humusgehalt ± konstant.
- Die Bodenrespiration liegt in einem für Ackerstandorte üblichen Rahmen (Imhof, 1999). Sie zeigte keine stark gestörten Verhältnisse und war selbst während Trockenperioden hoch. Jahreszeitlich

En plus des cultures et de l'évolution des teneurs en nitrates (date, amplitude, montée, descente), les fig 3.1.2.1 à 3.1.2.3 présentent d'autres facteurs, qui comparés avec les teneurs en nitrates de l'eau du sol, permettent de tirer les conclusions suivantes :

- Le travail du sol renforce globalement l'augmentation de la teneur en nitrates.
- Ni la date ni la quantité d'apport d'engrais n'ont d'influence directe sur la teneur en nitrates dans l'eau du sol.
- Le rapport C/N est caractéristique de sols agricoles (environ 10) et il reste plus ou moins constant sur la période de mesures, comme la teneur en humus.
- La respiration du sol se situe dans un domaine normal pour des sites agricoles (Imhof, 1999). Elle ne présente pas de forte perturbation et est même élevée durant les périodes de sécheresse. Des dif-

waren deutliche Unterschiede messbar (Abb. 3.1.2.4): Zwar war die Bodenrespiration im Winter an allen Standorten tief, danach stieg sie jedoch unterschiedlich an: Konstant am Standort Weizen und mit einem deutlichen Maximum im Mai an den Standorten Raps und Buntbrache. Am Standort Klee gras wurde das Maximum mit über 20 g CO₂/m²/d hingegen bereits im März erreicht und am Standort Gemüse blieben die Ergebnisse bis im Mai ± konstant um 5 bis 10 g CO₂/m²/d, im August jedoch mit über 27 g CO₂/m²/d erreichten sie das Maximum aller an den schweizerischen Standorten gemessenen Werte.

- Während die nicht bewirtschafteten Standorte Wald und Buntbrache zwischen Minimum und Maximum nur geringe Differenzen verzeichneten (um 8-10 g CO₂/m²/d), liessen sich an den ackerbaulich genutzten Standorten deutlich grössere Differenzen messen (bis zu 22 g CO₂/m²/d an den Standorten Raps und Gemüse).
- Es zeigte sich kein direkter Zusammenhang zwischen dem Ausmass der mikrobiellen Bodenrespiration an der Bodenoberfläche und dem Nitratgehalt in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe.
- Während die nicht bewirtschafteten Standorte Wald und Jachère florale zwischen Minimum und Maximum nur geringe Differenzen verzeichneten (um 8-10 g CO₂/m²/d), liessen sich an den ackerbaulich genutzten Standorten deutlich grössere Differenzen messen (bis zu 22 g CO₂/m²/d an den Standorten Raps und Gemüse).
- Es zeigte sich kein direkter Zusammenhang zwischen dem Ausmass der mikrobiellen Bodenrespiration an der Bodenoberfläche und dem Nitratgehalt in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe.
- Während die nicht bewirtschafteten Standorte Forêt und Jachère florale zwischen Minimum und Maximum nur geringe Differenzen verzeichneten (um 8-10 g CO₂/m²/d), liessen sich an den ackerbaulich genutzten Standorten deutlich grössere Differenzen messen (bis zu 22 g CO₂/m²/d an den Standorten Colza und Légumes).
- Es zeigte sich kein direkter Zusammenhang zwischen dem Ausmass der mikrobiellen Bodenrespiration an der Bodenoberfläche und dem Nitratgehalt in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe.

férences saisonnières sont nettement mesurables (Fig. 3.1.2.4). De basse en hiver sur tous les sites, la respiration du sol augmente ensuite de manière différente. La valeur reste constante sur le site Blé et présente un maximum net en mai sur les sites Colza et Jachère florale. Le maximum est atteint par contre dès mars, avec plus de 20 g CO₂/m²/j, sur le site Trèfle. Sur le site Légumes, les résultats restent plus ou moins constants, entre 5 et 10 g CO₂/m²/j jusqu'en mai, avant d'atteindre en août avec plus de 27 g CO₂/m²/j, le maximum de tous les sites suisses mesurés.

- Alors que les sites non cultivés Forêt et Jachère florale présentent de faibles différences entre minimum et maximum (autour de 8 à 10 g CO₂/m²/j), les mesures sur les sites cultivés varient plus largement (jusqu'à 22 g CO₂/m²/j sur les sites Colza et Légumes).
- Il n'y a pas de relation directe visible entre l'intensité de la respiration microbienne du sol en surface et la teneur en nitrates de l'eau du sol à 60 cm de profondeur.

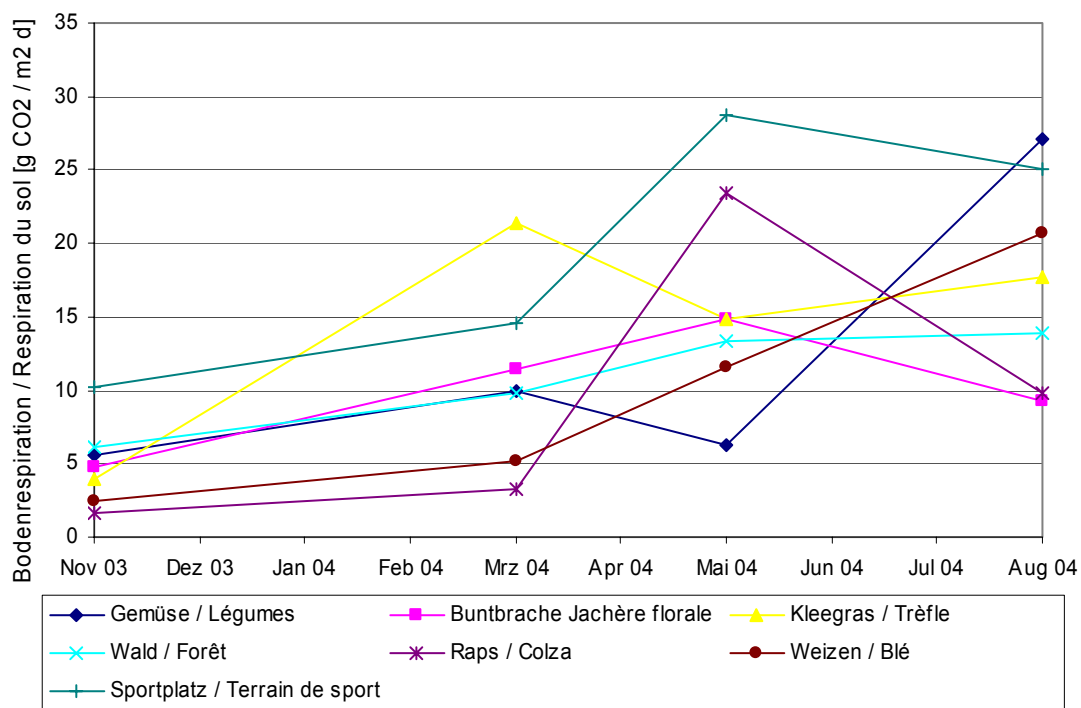


Abb. 3.1.2.4. Gesamtübersicht über den Verlauf der mikrobiellen Bodenrespiration.
 Fig. 3.1.2.4 : Vue d'ensemble de l'évolution de la respiration microbienne du sol.

3.1.3 VERGLEICH MIT DEN NITRATKONZENTRATIONEN DER STANDORTE IN DEUTSCHLAND

In Deutschland umfasste die Messung den Zeitraum von Mitte Oktober 2003 bis Mitte Februar 2005 und damit nur eine vollständige Auswaschungsperiode im Herbst 2004 (Abb. 3.1.3.1). Zudem ist zu berücksichtigen, dass die Saugkerzen in mit Baggern angelegten 1 m tiefen Gruben installiert waren. Die untersuchten Standorte unterschieden sich deutlich voneinander: Standort 2 zeigte mit <50 mg/l meist die niedrigsten Werte. Standort 3 wies mit Ausnahme des Peaks im Herbst 2004 mittlere Gehalte von 50 bis 200 mg/l auf. Zum Zeitpunkt des Peaks differieren die gemessenen drei Saugkerzen stark (Abb. 3.1.3.2). An Standort 4 fanden sich oftmals hohe Werte zwischen 150 bis 250 mg/l. Diese Werte waren jedoch alle deutlich tiefer als die Gehalte an den Schweizer Standorten.

An den Standorten 2 und 3 wurden die Kulturen am 08.07.2004 durch einen Hagelschaden zerstört und ein paar Tage später untergepflügt. Bereits vor dieser „Ernte“ zeigte sich mit einem schnellen und

3.1.3 COMPARAISON AVEC LES CONCENTRATIONS EN NITRATES DES SITES EN ALLEMAGNE

En Allemagne, les mesures effectuées de mi-octobre 2003 à mi-février 2005 ne couvrent qu'une seule période de lessivage complète à l'automne 2004 (Fig. 3.1.3.1). De plus, il faut prendre en compte l'installation des bougies poreuses dans des fosses de 1 m de profondeur réalisées à la pelleuse. Les sites étudiés se différencient nettement les uns des autres. Avec moins de 50 mg/l, le site 2 affiche la valeur la plus basse. Le site 3 présente des valeurs moyennes de 50 à 200 mg/l, en dehors du pic de l'automne 2004. La date du pic différencie fortement les trois bougies poreuses mesurées (Fig. 3.1.3.2). Sur le site 4 se rencontrent des valeurs souvent élevées, comprises entre 150 et 250 mg/l. Toutes ces valeurs sont cependant nettement plus basses que les teneurs des sites suisses.

Sur les sites 2 et 3, les cultures détruites par la grêle le 08.07.2004 ont été enfouies par labour quelques jours plus tard. Une nette période de lessivage se dessine déjà avant cette "récolte",

starken Anstieg auf 250 bzw. 400 mg/l eine klare Auswaschungsperiode. Beim Standort 2 war die erhöhte Nitratkonzentration nur in einer Saugkerze vorzufinden, da die anderen beiden kein Bodenwasser enthielten. Am Standort 3 erfolgte somit prinzipiell die gleiche Reaktion wie an den Schweizer Standorten. An den schweizerischen Standorten fehlte hingegen Bodenwasser meist kurz vor der Ernte. Es ist deshalb nicht sicher, ob auch an den schweizerischen Standorten der Nitratgehalt im Bodenwasser bereits vor der Ernte ansteigt. Wenn ja, dann sicher nicht so deutlich wie am Standort F3 in Müllheim (Abb. 3.1.3.2).

Am Standort 4 waren die Saugkerzen wie am Standort 3 im Sommer während 1½ Monate trocken. Es ist aufgrund der Konzentrationen vor und nach der Trockenphase sowie unter Berücksichtigung der sechs einzelnen Saugkerzen am Standort 4 jedoch nicht von einem Peak-Ereignis in der Trockenphase auszugehen. Dieser Standort weist somit eine deutliche Differenz nicht nur zu den Standorten 2 und 3 auf, sondern auch zu den ackerbaulich genutzten Standorten in der Schweiz. Eine weitere starke Differenz zeigte sich im Verhalten zwischen Dez. 2003 und Oktober 2004. Hier bleiben die Nitratgehalte am Standort 4 mit im Mittel um 200 mg/l konstant hoch. Erst während des darauf folgenden Winters nahmen die Gehalte stark auf unter 10 mg/l ab. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dieser Standort von August 2003 bis Ende März 2004 mit *Phacelia* und von Ende April bis Ende September 2004 mit Mais bestockt war. Anschliessend lag die Fläche brach bis Mitte März 2005. Zudem wurde die Fläche im Juli 2004 zweimal mit 21 und 22 mm sowie einmal im August mit 22 mm beregnet. Der Abfall der Nitratkonzentration erfolgte somit nach der Maisernte und ähnelt den französischen Standorten 4 und 17a im Herbst 2004 (s. Abb. 3.1.4.1 und 3.1.4.3). Dort war die Abnahme jedoch schneller, dafür jedoch weniger stark.

par la forte montée des valeurs à 250, respectivement 400 mg/l. Sur le site 2, la concentration en nitrates en hausse ne se trouve que sur une bougie poreuse, les deux autres étant sèches. C'est donc sur le site 3, que se produisent en principe, les mêmes réactions que sur les sites suisses. Sur ces derniers en revanche, l'eau du sol fait défaut le plus souvent juste avant la récolte. Il n'est donc pas certain que les teneurs en nitrates dans l'eau du sol n'aient pas augmenté sur les sites suisses, juste avant la récolte. Dans l'affirmative, alors sûrement pas aussi nettement que sur le site F3 à Müllheim (Fig. 3.1.3.2).

Sur le site 4, les bougies poreuses sont restées sèches en été pendant un mois et demi, comme sur le site 3. Les concentrations avant et après la phase sèche, ainsi que la prise en compte de chacune des six bougies poreuses ne permettent pas de dégager un phénomène de pic sur le site 4. Ceci fait une différence de taille, non seulement avec les sites 2 et 3, mais aussi avec les sites agricoles suisses. Une autre différence marquée se voit avec l'évolution des concentrations en nitrates du site 4, qui restent constamment élevées entre décembre 2003 et octobre 2004, en moyenne autour de 200 mg/l. C'est seulement au cours de l'hiver suivant que les teneurs baissent fortement, au dessous de 10 mg/l. Un fait à prendre en considération est la couverture de ce site, de août 2003 à fin mars 2004 par de la phacélie et de fin avril à fin septembre 2004 par du maïs. Elle est ensuite restée en friche jusqu'à la mi-mars 2005. De plus, la surface a été arrosée artificiellement, deux fois en juillet 2004 avec 21 et 22 mm et une fois en août avec 22 mm. La baisse des concentrations en nitrates s'est ainsi produite après la récolte de maïs et elle ressemble à celles des sites français 4 et 17a à l'automne 2004 (Fig. 3.1.4.1), bien que là, la diminution soit plus rapide et par conséquent, moins forte.

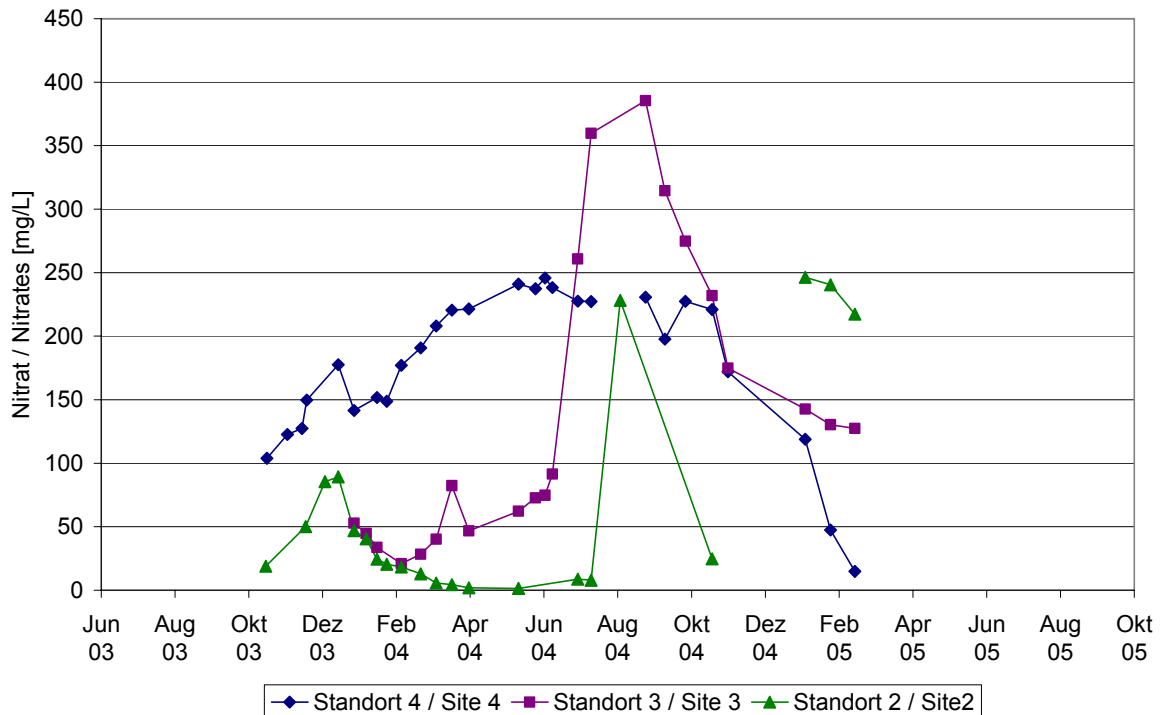


Abb. 3.1.3.1: Verlauf der Nitratgehalte (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Tiefe an den Standorten 2 bis 4 im Gebiet Viehacker bei Müllheim (D) von Oktober 2003 bis Februar 2005.
 Fig. 3.1.3.1 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur les sites 2 à 4 du secteur Viehacker à Müllheim (D) de octobre 2003 à février 2005.

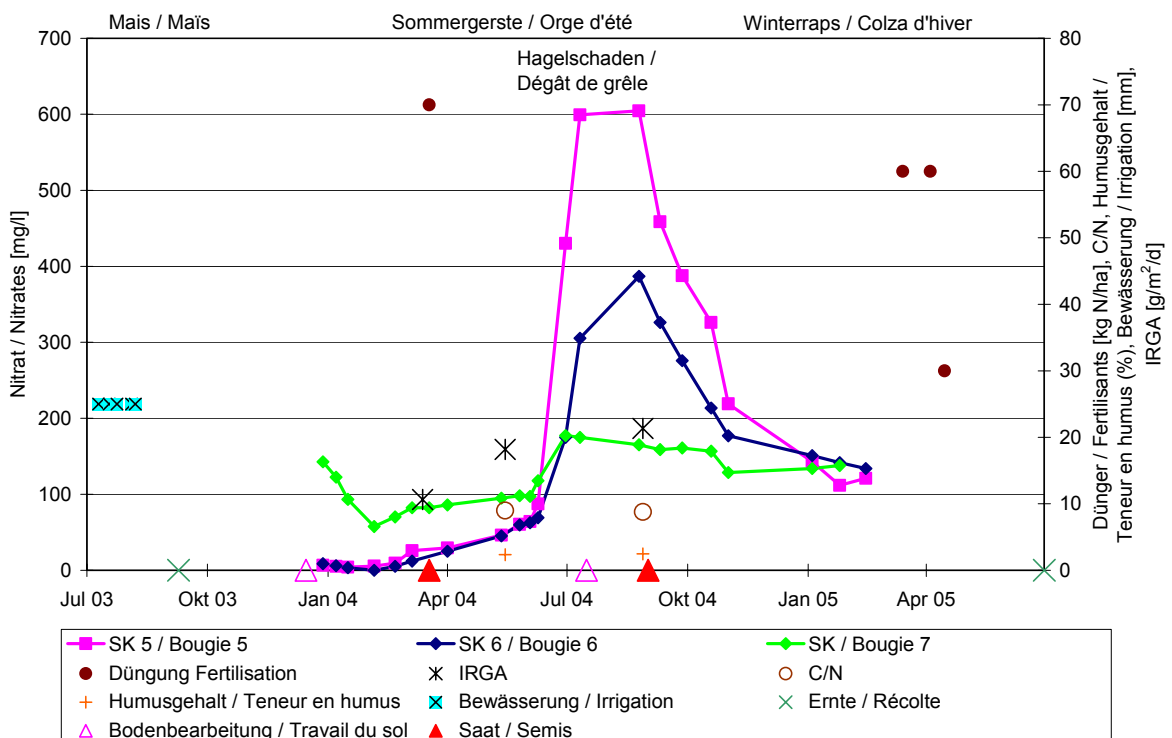


Abb. 3.1.3.2: Verlauf der Nitratgehalte (in mg/l) im Bodenwasser in 200 cm Tiefe am Standort Müllheim F3 in Deutschland zwischen Januar 2004 und Februar 2005 aufgeschlüsselt auf die Einzelergebnisse der drei in dieser Tiefe installierten Saugkerzen. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Bewässerung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Dünger- und Bewässerungsmenge (in kg N/ha, bzw. mm), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).
 Fig. 3.1.3.2 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 2 m de profondeur sur le site F3 de Müllheim en Allemagne entre janvier 2004 et février 2005, sur la seule base des trois bougies poreuses installées à cette profondeur. Les dates de récolte, de travail du sol, d'irrigation, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha) et d'irrigation (en mm), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

3.1.4 VERGLEICH MIT DEN NITRATKONZENTRATIONEN DER STANDORTE IN FRANKREICH

Die in Frankreich zwischen Oktober 2002 und März 2005 gemessenen Nitratgehalte waren mit Maximalwerten von knapp 250 mg/l ebenfalls deutlich tiefer als in der Schweiz (Abb. 3.1.4.1 bis 3.1.4.3). Auch hier zeigten die vier untersuchten Standorte klare Unterschiede: Mit Werten zwischen 50 bis 100 mg/l waren die Gehalte am Standort 17a am tiefsten, gefolgt vom Standort 13a mit Werten zwischen 50 und 150 mg/l. Die generell höchsten Gehalte fanden sich mit 100 bis 200 mg/l am Standort 21. Als sehr variabel zeigte sich der 4 mit mittleren Gehalten von 100 mg/l im der Periode 2002/2003, tieferen Gehalten von 60-70 mg/l in der Periode 2003/2004 und höheren Gehalten von 130-250 mg/l im der Saison 2004/2005.

Die Standorte in Frankreich waren zumeist oftmals reine Maiskulturen. Zwischen den Vegetationsperioden lag eine Winter-Schwarzbrache. In acht der zwölf Fälle (vier Standorte, drei Saisons) nahmen die Nitratgehalte in den untersuchen Bodenwasserlösungen während der Schwarzbrache über den ganzen Winter \pm kontinuierlich zu (Abb. 3.1.4.1 bis 3.1.4.3), was ein ganz deutlicher Unterschied zu den schweizerischen Standorten darstellt, wo nach einem steilen Anstieg noch während des Frühwinters ein klarer Abfall folgt. Besonders in der letzten Saison jedoch nahmen an den drei Standorten 4, 17a (Abb. 3.1.4.3) und 21 die Gehalte nach der Ernte stark ab und widersprachen somit den Entwicklungen der schweizerischen und deutschen Standorte. Nach der Bodenbearbeitung zeigte sich wie schon bei den schweizerischen Standorten eine weitere Steigerung im Nitratgehalt des Bodenwassers. Menge und Zeitpunkt der Düngung zeigten keinen direkten Effekt auf den Nitratgehalt im Bodenwasser, obwohl die Düngermengen teilweise bis zu dreimal höher waren als in der Schweiz. Ebenso liess sich kein Zusammenhang zwischen der Bodenrespiration und dem Nitratgehalt in der Bodenlösung erkennen. Am Standort 17a (Abb. 3.1.4.3) wurde Mitte Mai 2004 mit $70 \text{ g/m}^2/\text{d}$ ein Spitzenwert gemessen.

3.1.4 COMPARAISON AVEC LES CONCENTRATIONS EN NITRATES DES SITES EN FRANCE

Les concentrations en nitrates, mesurées en France d'octobre 2002 à mars 2005, sont aussi, avec des valeurs maximales de presque 250 mg/l, nettement plus basses qu'en Suisse (Fig. 3.1.4.1 à 3.1.4.3). Les quatre sites étudiés ici se différencient aussi nettement. Avec des valeurs comprises entre 50 et 100 mg/l, les teneurs du site 17a sont les plus basses, suivies par le site 13a avec des valeurs comprises entre 50 et 150 mg/l. Les valeurs globalement les plus élevées, comprises entre 100 et 200 mg/l, se rencontrent sur le site 21. Le site 4 présente, des teneurs moyennes de 100 mg/l sur la période 2002-2003, des teneurs basses de 60-70 mg/l sur la période 2003-2004 et des teneurs plus élevées de 130 à 250 mg/l à la saison 2004-2005.

Les sites en France, souvent occupés par la seule culture du maïs, se retrouvent couverts, entre deux périodes végétatives, par une jachère verte hivernale. Dans huit cas sur douze (quatre sites suivis sur trois saisons), les concentrations en nitrates dans les eaux du sol analysées augmentent plus ou moins constamment tout au long de l'hiver avec la jachère verte (Fig. 3.1.4.1 à 3.1.4.3). Ceci constitue une différence nette avec les sites suisses où la montée abrupte est suivie d'une baisse évidente, qui intervient encore pendant le début de l'hiver. Cependant lors de la dernière saison, les teneurs diminuent fortement sur les trois sites 1, 17a (Fig. 3.1.4.3) et 21 après la récolte, contredisant ainsi les évolutions des sites suisses et allemands. Une nouvelle hausse de la concentration en nitrates dans l'eau du sol est visible après le travail du sol. La quantité et la date de fertilisation ne montrent pas d'effet direct sur la teneur en nitrates dans l'eau du sol, bien que la quantité d'engrais soit en partie jusqu'à trois fois plus élevée que celle appliquée en Suisse. Il n'y a pas non plus de relation entre la respiration du sol et la teneur en nitrates de l'eau du sol. Une valeur extrême de $70 \text{ g CO}_2/\text{m}^2/\text{j}$ est mesurée sur le site 17a (Fig. 3.1.4.3) en mai 2004.

Im Unterschied zu den Standorten in der Schweiz und Deutschland wurden diese Standorte bewässert. Da in allen Fällen jedoch bereits kurz vor oder nach Beginn der Bewässerung mit den Saugkerzen kein Bodenwasser mehr gewonnen werden konnte, kann über den Effekt der Bewässerung auf den Nitratgehalt im Bodenwasser keine Aussage gemacht werden.

Ces sites sont irrigués à la différence des sites en Suisse et en Allemagne. Comme il n'a pas été possible dans tous les cas, d'obtenir de l'eau du sol avec les bougies poreuses, un peu avant ou bien après le début de l'irrigation, il n'est pas possible de fournir une estimation de l'effet de l'irrigation sur la teneur en nitrates de l'eau du sol.

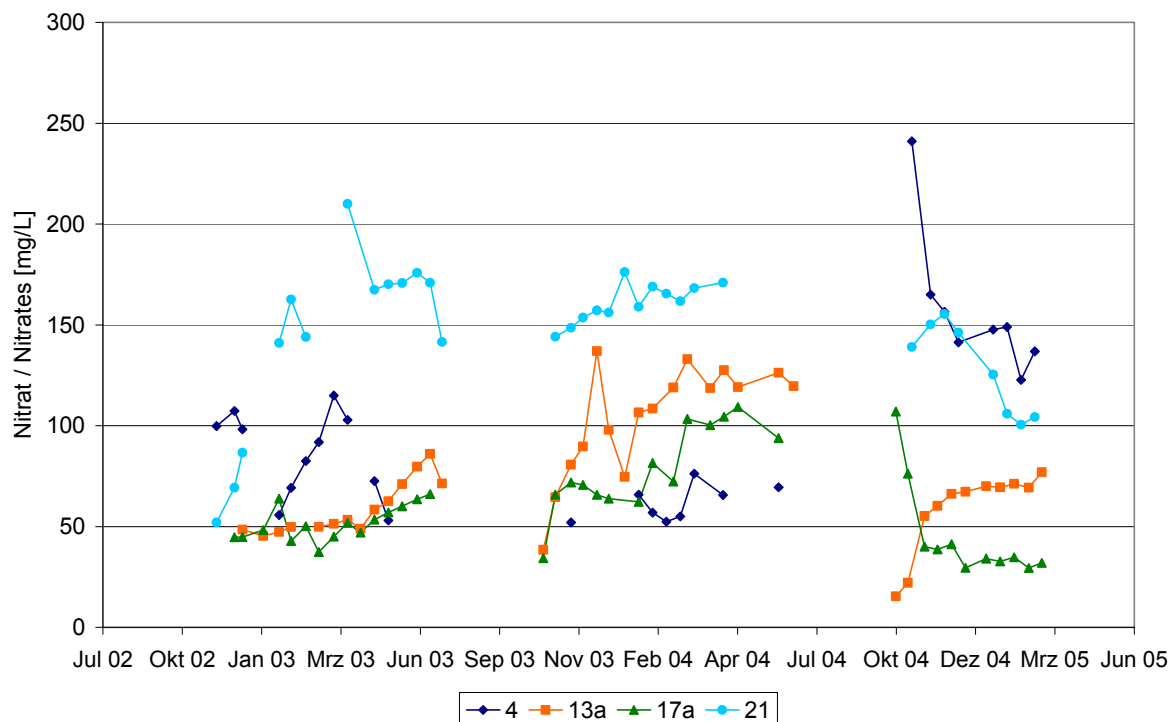


Abb. 3.1.4.1: Verlauf der Nitratgehalte (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Tiefe an allen vier Standorten in Frankreich zwischen November 2002 und März 2005.

Fig. 3.1.4.1 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur les quatre sites en France de novembre 2002 à mars 2005.

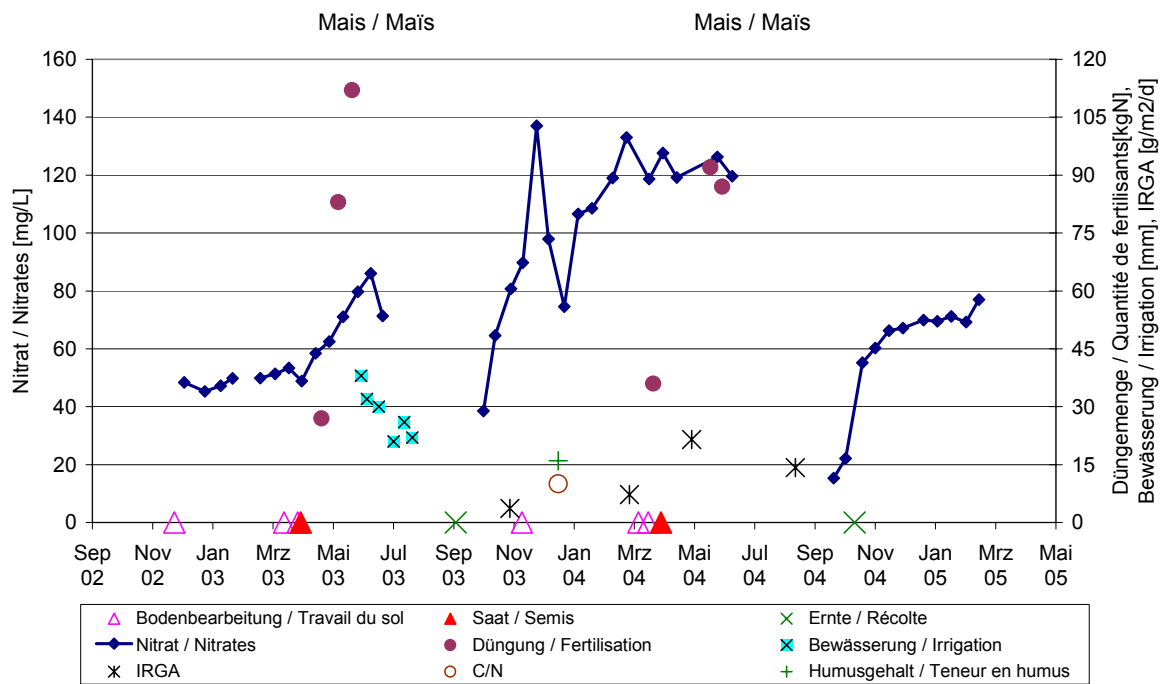


Abb. 3.1.4.2: Verlauf der Nitratgehalte (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Tiefe am Standort 13a in Frankreich zwischen November 2002 und März 2005. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Bewässerung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Dünger- und Bewässerungsmenge (in kg N/ha, bzw. mm), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).

Fig. 3.1.4.2 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur le site 13a en France entre novembre 2002 et mars 2005. Les dates de récolte, de travail du sol, d'irrigation, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha) et d'irrigation (en mm), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

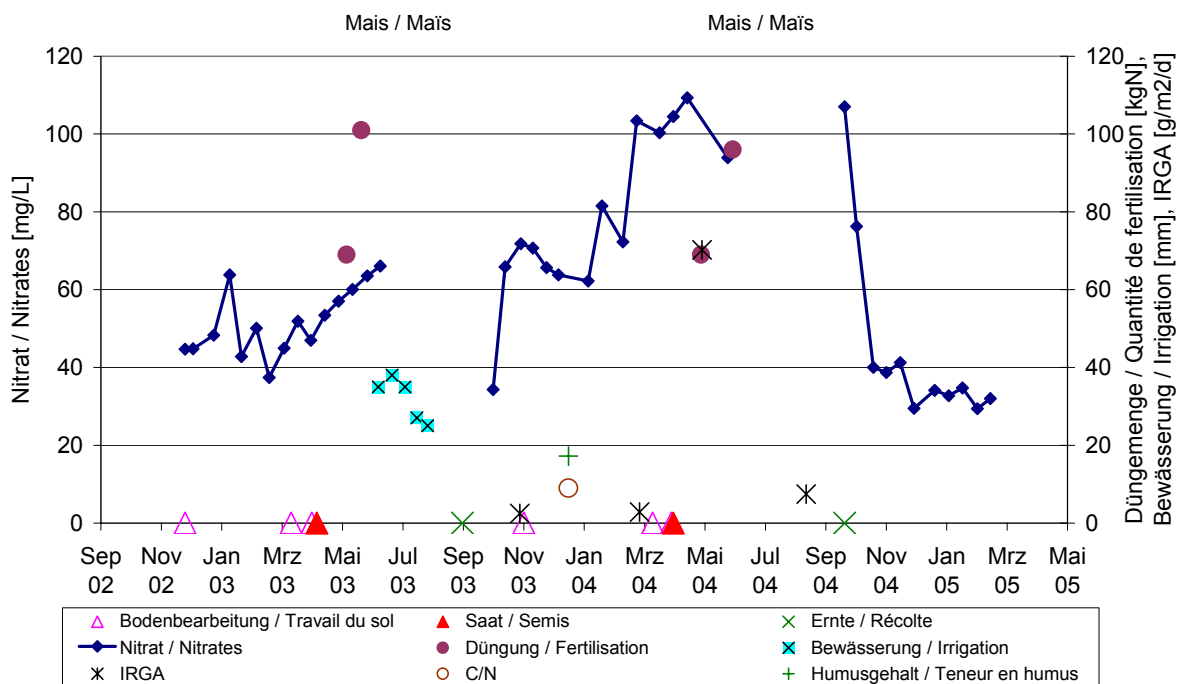


Abb. 3.1.4.3: Verlauf der Nitratgehalte (in mg/l) im Bodenwasser in 60 cm Tiefe am Standort 17a in Frankreich zwischen November 2002 und März 2005. Im Weiteren sind in dieser Abbildung Zeitpunkt von Ernte, Bodenbearbeitung, Bewässerung, Ansaat und Düngung vermerkt, sowie auch die Dünger- und Bewässerungsmenge (in kg N/ha, bzw. mm), das C/N-Verhältnis, der Humusgehalt (in %) und die mikrobielle Bodenrespiration (IRGA, in g/m²/d).

Fig. 3.1.4.3 : Evolution de la teneur en nitrates (en mg/l) de l'eau du sol à 60 cm de profondeur sur le site 17a en France entre novembre 2002 et mars 2005. Les dates de récolte, de travail du sol, d'irrigation, de semis et de fertilisation, ainsi que les quantités de fertilisants (en kg N/ha) et d'irrigation (en mm), le rapport C/N, la teneur en humus (en %) et la respiration microbienne (IRGA, en g/m²/j) sont également figurés.

3.2 ISOTOPENZUSAMMENSETZUNG DES BODENWASSERS

Das im Bodenwasser vorgefundene Nitrat wurde zudem auf seine Isotopenzusammensetzung untersucht. Dabei stellten sich folgende Resultate heraus:

Die Zusammensetzung schwankte zwischen -3 - +18 ‰ beim $\delta^{15}\text{N}$ -, bzw. 0 - +22 ‰ beim $\delta^{18}\text{O}$ - Isotop. Das Nitrat stammte mehrheitlich aus der organischen Substanz sowie in geringerem Umfang aus Nitrat- und Ammonium-Mineraldüngern. Es unterlag auf dem Fließweg von der Bodenoberfläche bis zur Saugkerze einer partiellen Denitrifizierung: Dies wird darin deutlich, dass die gemessene Isotopenzusammensetzung nicht das für die einzelne Herkunft typische Verhältnis zeigte, sondern einen höheren Gehalt an den schwereren Isotopen $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$. Deshalb sind die Messwerte in der Abb. 3.2.1 nicht in den mit den einzelnen Bezeichnungen markierten Herkunftsreichen zu finden, sondern nach rechts oben verschoben. Der zugrunde liegende Mechanismus ist die Bevorzugung der leichteren Isotope ^{14}N und ^{16}O durch die denitrifizierenden Bodenmikroorganismen.

Neben der Denitrifikation kann das Isotopensignal auch durch die Mischung von Nitrat aus unterschiedlichen Quellen verändert werden, beispielsweise wenn sich Nitrat aus der Mineralisation der organischen Substanz mit dem Nitrat aus Mineraldünger mischt.

Die einzelnen Untersuchungsstandorte sind in den Abb. 3.2.1, 3.2.2 und 3.2.3 relativ gut voneinander zu unterscheiden. Am deutlichsten hebt sich das Isotopensignal vom Wald ab, das ausschliesslich durch die Streu bestimmt ist. Die Isotope der Standorte Weizen und Raps gingen v.a. aus dem Ammonium-Mineraldünger und der Mineralisation der organischen Substanz hervor. Die Isotopensignatur der Standorte Kleegrass und Gemüse stammten v.a. aus der Mineralisation der organischen Substanz. Der Sportplatz ist mit seinem grossen Schwankungsbereich schwierig zuzuordnen. Teilweise waren verschiedene Mineraldünger Ausgangsquelle, v.a. aber die organische Sub-

3.2 COMPOSITION ISOTOPIQUE DE L'EAU DU SOL

Les nitrates rencontrés dans l'eau du sol ont de plus, fait l'objet d'analyse de leur composition isotopique. Ces analyses font apparaître les résultats suivants :

La composition varie entre -3 et +18 ‰ pour l'isotope $\delta^{15}\text{N}$ et entre 0 et +22 ‰ pour l'isotope $\delta^{18}\text{O}$. Les nitrates proviennent majoritairement de la matière organique et dans une moindre mesure d'engrais minéraux nitrates et ammoniacaux. Une dénitrification partielle intervient au cours de l'écoulement depuis la surface du sol jusqu'à la bougie poreuse. C'est la raison pour laquelle la composition isotopique mesurée ne montre pas la signature typique de chaque provenance prise isolément, mais un enrichissement en isotopes lourds $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$. Pour cette raison, les valeurs mesurées ne se trouvent pas à l'intérieur des domaines étiquetés correspondant aux différentes sources de nitrates, mais décalées vers le haut à droite sur la figure 3.2.1. Le mécanisme responsable se trouve dans la préférence qu'ont les microorganismes du sol pour les isotopes légers ^{14}N et ^{16}O .

Le signal isotopique peut aussi être modifié, en plus de la dénitrification, par le mélange de nitrates d'origines différentes, par exemple lorsque des nitrates provenant de la minéralisation de la matière organique se mélangent à des nitrates provenant des engrais minéraux.

Les sites étudiés se différencient relativement bien les uns des autres sur les figures 3.2.1, 3.2.2 et 3.2.3. Le signal isotopique du site Forêt, uniquement déterminé par la litière, se distingue nettement. Les isotopes des sites Blé et Colza proviennent avant tout d'engrais minéraux ammoniacaux et de la minéralisation de la matière organique. La signature isotopique des sites Trèfle et Légumes proviennent avant tout de la minéralisation de la matière organique. Le site Terrain de sport est difficile à classer du fait de la dispersion des résultats. Ce sont pour partie, différents engrais minéraux source d'origine, mais surtout la matière organique, qui subissent les processus de dénitrification. De plus, ce site est irri-

stanz, welche jedoch der Denitrifizierung unterlag. Zudem wurde er bewässert. Währenddessen zeigten die tiefliegenden Bodenwasserfassungen Waldgrube, Saugplatte Wald und Saugplatte Weizen einen sehr schmalen Schwankungsbereich, welcher aber teilweise auf die wenigen Messpunkte zurückzuführen sein kann. Auffällig niedrig sind besonders die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte am Standort Weizen Saugplatte, obwohl durch die grössere Transportstrecke bis in 2 m Tiefe eine wirksamere Denitrifizierung möglich wäre, so wie dies die Werte aus der Saugplatte Wald gegenüber den deutlich niedrigeren Werten aus den Saugkerzen am Standort Wald zeigen. Die Streubreite der Isotopensignale je Standort verdeutlichen, dass im Boden verschiedene Prozesse gemeinsam oder zeitlich differenziert ablaufen und deshalb Untersuchungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten für eine Beurteilung eines Standortes notwendig sind.

gué. A côté de cela, les sites à prélèvement profond, Forêt-fosse, Forêt-plaque et Blé-plaque, présentent une plage de variation des résultats très étroite, ce qui peut toutefois, en partie, provenir du faible nombre de mesures. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ du site Blé-plaque sont surtout remarquablement basses, alors qu'un processus de dénitrification efficace serait rendu possible par la plus grande distance de transport jusqu'à 2 m de profondeur. Ceci est le cas sur le site Forêt, où les valeurs de la plaque poreuse présentent des valeurs nettement plus basses que celles de la bougie poreuse. La dispersion des signaux isotopiques selon les sites résulte des différents processus se déroulant simultanément ou successivement dans le sol. C'est pourquoi l'évaluation d'un site nécessite la réalisation d'analyses à différents moments.

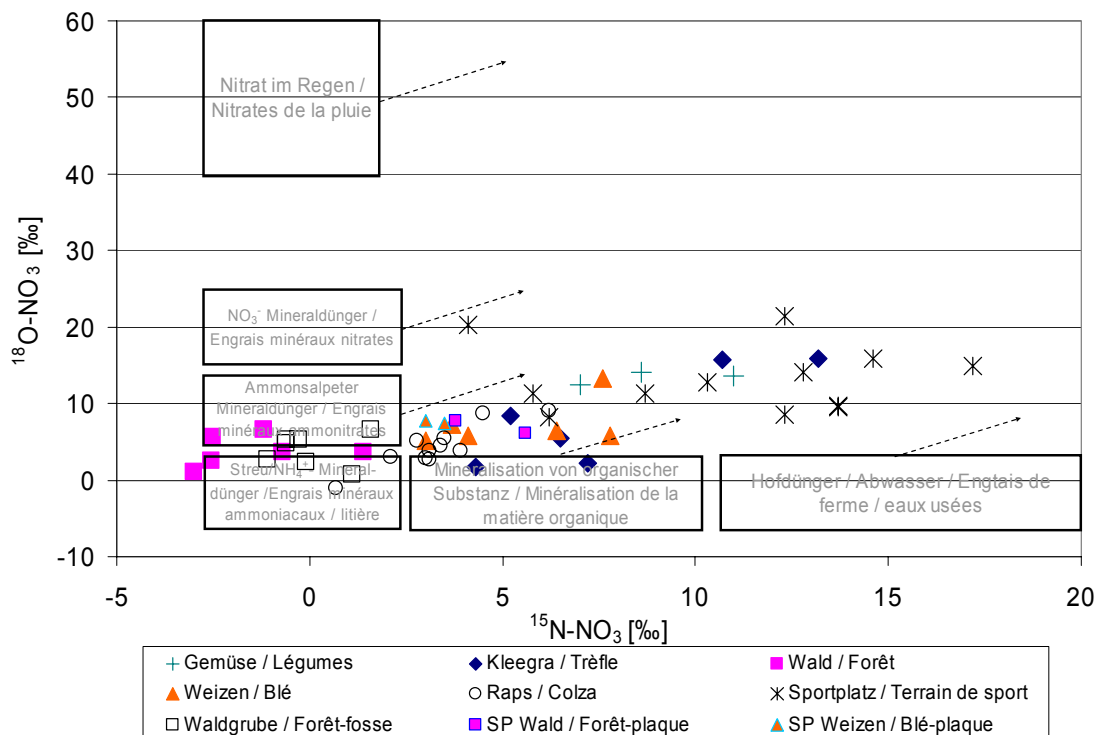


Abb. 3.2.1: Isotopenverteilung des Nitrats im Bodenwasser der schweizerischen Standorte.
 Fig. 3.2.1: Répartition des isotopes des nitrates de l'eau du sol des sols suisses.

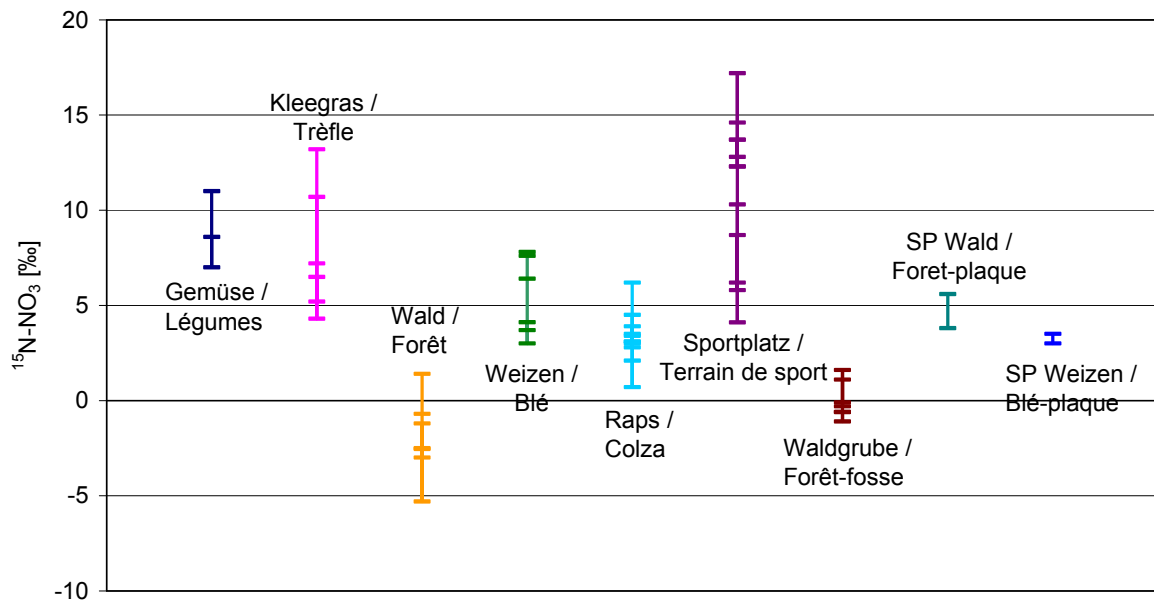


Abb. 3.2.2: Schwankungsbereiche der $\delta^{15}\text{N}$ -Isotope des Nitrats im Bodenwasser der schweizerischen Standorte.
 Fig. 3.2.2: Plages de variation de l'isotope $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates de l'eau du sol des sols suisses.

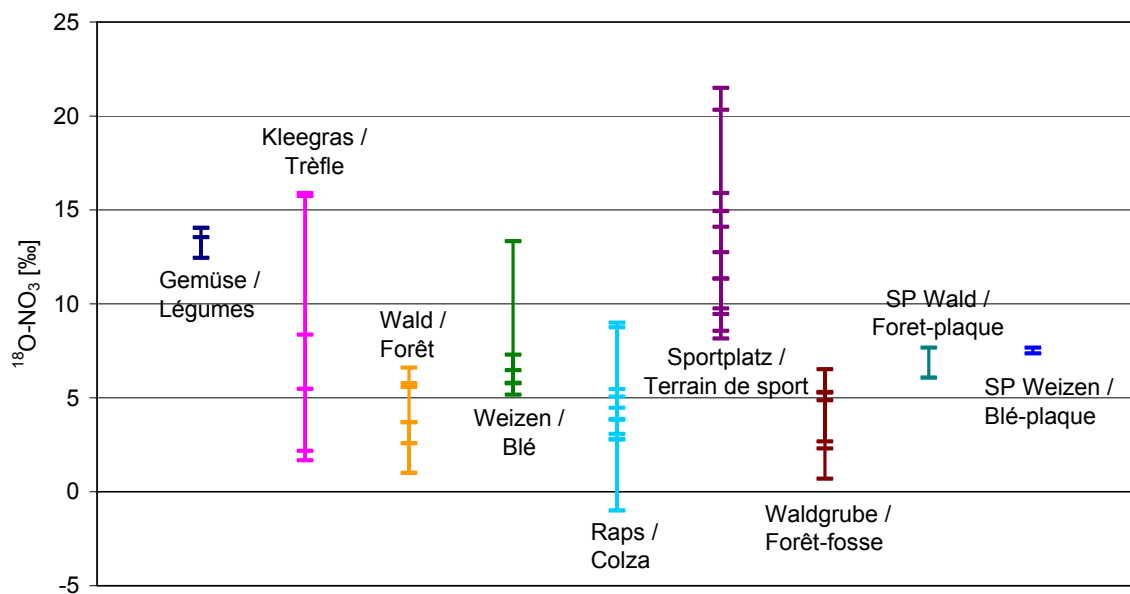


Abb. 3.2.3: Schwankungsbereiche der $\delta^{18}\text{O}$ -Isotope des Nitrats im Bodenwasser der schweizerischen Standorte.
 Fig. 3.2.3: Plages de variation de l'isotope $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates de l'eau du sol des sols suisses.

An allen Standorten konnte weder beim $\delta^{15}\text{N}$ -, noch beim $\delta^{18}\text{O}$ -Isotop ein Bezug zur Nitratkonzentration hergestellt werden. Auch konnte kein Muster der zeitlichen Veränderung erkannt werden, wobei hier darauf hinzuweisen ist, dass zu wenige Analysen durchgeführt werden konnten, um eine zeitliche Entwicklung statistisch absichern zu können.

Sur l'ensemble des sites, ni l'isotope $\delta^{15}\text{N}$ ni l'isotope $\delta^{18}\text{O}$ ne permettent d'établir une relation avec la concentration en nitrates. De même, aucune évolution interprétable ne se dégage de la variation dans le temps, bien qu'ici, il faille souligner que le nombre d'analyses réalisées est trop faible pour assurer la fiabilité statistique de l'évolution chronologique.

Im Vergleich mit den schweizerischen Standorten zeigten die Isotopenanalysen der französischen Standorte eine etwas stärkere Herkunft der Isotope aus Ammonsalpeterdüngern. Nach wie vor diente aber auch die organische Substanz als Quelle (Abb. 3.2.4). Das Isotopensignal kann aber auch durch eine Mischung von Nitrat aus mineralischem Dünger und organischer Substanz oder der Denitrifikation von Ammonium-Mineraldünger stammen. In Deutschland hingegen unterschieden sich die Standorte deutlich: Die Standorte 2 und 3 waren von Ammonsalpeter bestimmt. Am Standort 4 war die Quelle jedoch die organische Substanz.

A la différence des sites suisses, les analyses isotopiques des sites français montrent une signature plus forte des engrais amMoNitrates. Comme précédemment, la matière organique constitue aussi une source importante (Fig. 3.2.4). Le signal isotopique peut aussi provenir, d'un mélange de nitrates provenant d'engrais minéraux et de la matière organique, ou de la dénitrification d'engrais minéraux ammoniacaux. En Allemagne par contre, les sites se différencient nettement. Les sites 2 et 3 sont influencés par les amMoNitrates. Sur le site 4 par contre, la source est la matière organique.

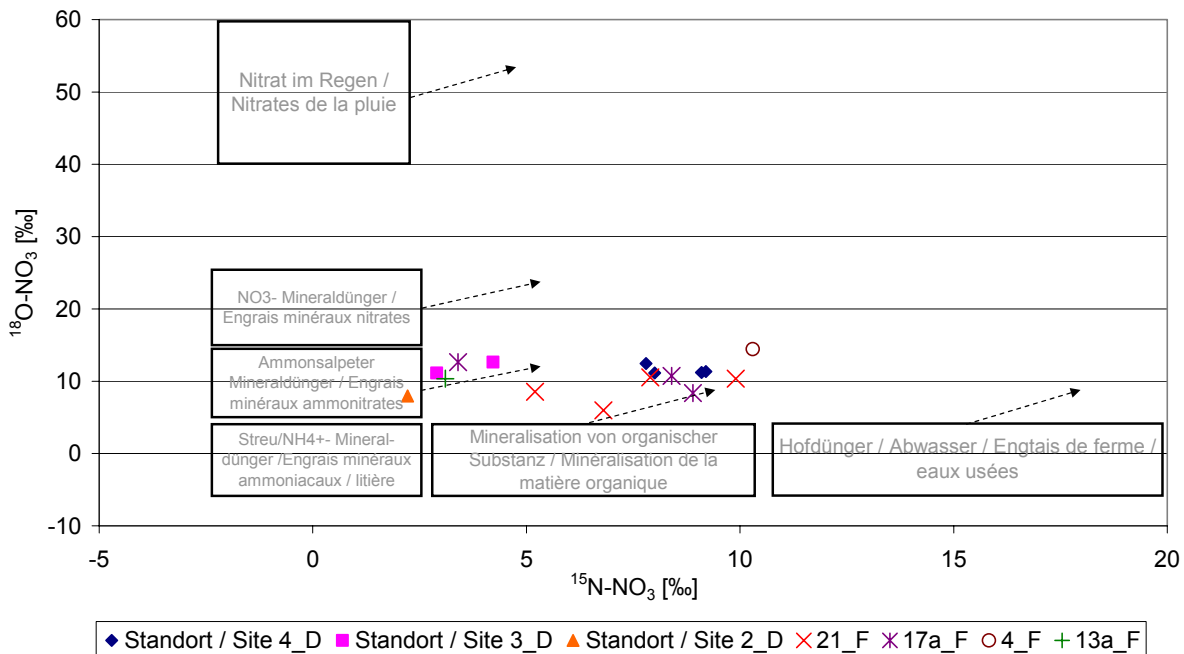


Abb. 3.2.4: Isotopenverteilung des Nitrates im Bodenwasser an den französischen und deutschen Standorten.
 Fig. 3.2.4: Répartition des isotopes des nitrates de l'eau du sol des sols français et allemands.

3.3. TRANSPORT DES NITRATS VON DER BODEN-OBERFLÄCHE BIS IN 2 M TIEFE

3.3.1 KLIMATISCHE VERHÄLTNISSE AN DEN SCHWEIZERISCHEN STANDORTEN

Während der Messperiode schwankten die Niederschlagsmengen und die Evapotranspiration stark (s. Tab. 3.3.1.1 & Abb. 3.3.1.1). Im Rekordjahr 2003 fiel mit 661 mm nur eine geringe Niederschlagsmenge, die zudem von der Evapotranspiration mit 622 mm fast ausgeglichen wurde, so dass kaum Wasser zur Versickerung ins Grundwasser zur Verfügung stand.

3.3. TRANSFERT DES NITRATES DE LA SURFACE DU SOL A 2 M DE PROFONDEUR.

3.3.1 CONDITIONS CLIMATIQUES AU NIVEAU DES SITES SUISSES

Au cours de la période de mesures, les précipitations et l'évapotranspiration ont fortement variées (Tableau 3.3.1.1 et figure 3.3.1.1). Lors de l'année record 2003, seulement 661 mm de pluie sont tombées, une valeur très faible, presque équilibrée par les 622 mm de l'évapotranspiration, limitant ainsi la quantité d'eau disponible pour l'infil-

Im Folgejahr fiel fast ein Drittel mehr Niederschlag und die Evaporation war um 6% geringer.

tration vers les eaux souterraines. L'année suivante, il est tombé presque un tiers de précipitation en plus et l'évaporation a été réduite de 6%.

Tab. 3.3.1.1. Niederschlagsmengen und Evapotranspiration der Jahre 2003, 2004 und 2005. Der übrig bleibende positive Saldo teilt sich in einen unbekanntem Anteil, der ins Grundwasser versickert, sowie einen Anteil, der direkt oberflächlich oder indirekt via Interflow bzw. Drainagen in den Vorfluter abfließt.

Tab. 3.3.1.1 : Précipitations et évapotranspiration des années 2003, 2004 et 2005. Le solde positif se répartit de façon non connue entre, l'infiltration vers la nappe et les ruissellements (en surface, hypodermique et vers les drainages) qui rejoignent les cours d'eau récepteur.

Jahr Année	Monate / Mois	Niederschlags- menge Précipitations	Evapo- transpiration Evapo- transpiration	Saldo Solde
2003	Total / Total	661.2	622.5	38.7
	Sommer-Halbjahr (April-Sept.) / <i>Semestre d'été</i> (avril 03 - sept. 03)	343.4	514.2	-170.8
2004	Total / Total	869.0	584.0	285.0
	Winter-Halbjahr (Okt 03-März 04) / <i>Semestre</i> <i>d'hiver</i> (oct. 03 - mars 04)	442.8	124.4	318.4
	Sommer-Halbjahr (April-Sept.) / <i>Semestre d'été</i> (avril 04 - sept. 04)	349.7	439.3	-89.6
2005	Jan-Nov / <i>Janvier à novembre</i>	766.4	646.1	120.3
	Winter-Halbjahr (Okt. 04-März 05) <i>Semestre</i> <i>d'hiver</i> (Okt. 04-März 05)	417.9	127.0	290.9
	Sommer-Halbjahr (April-Sept.) <i>Semestre d'été</i> (avril 05 - sept. 05)	547.7	540.6	7.1

Aus Abbildung 3.3.1.1 wird deutlich, dass fast alle stärkeren Niederschläge (> 20 mm/d) während der Auswaschungsphasen zwischen Juli und Dezember fallen.

La figure 3.3.1.1 montre que presque toutes les fortes précipitations (> 20 mm/j) tombent pendant la période de lessivage, entre juillet et décembre.

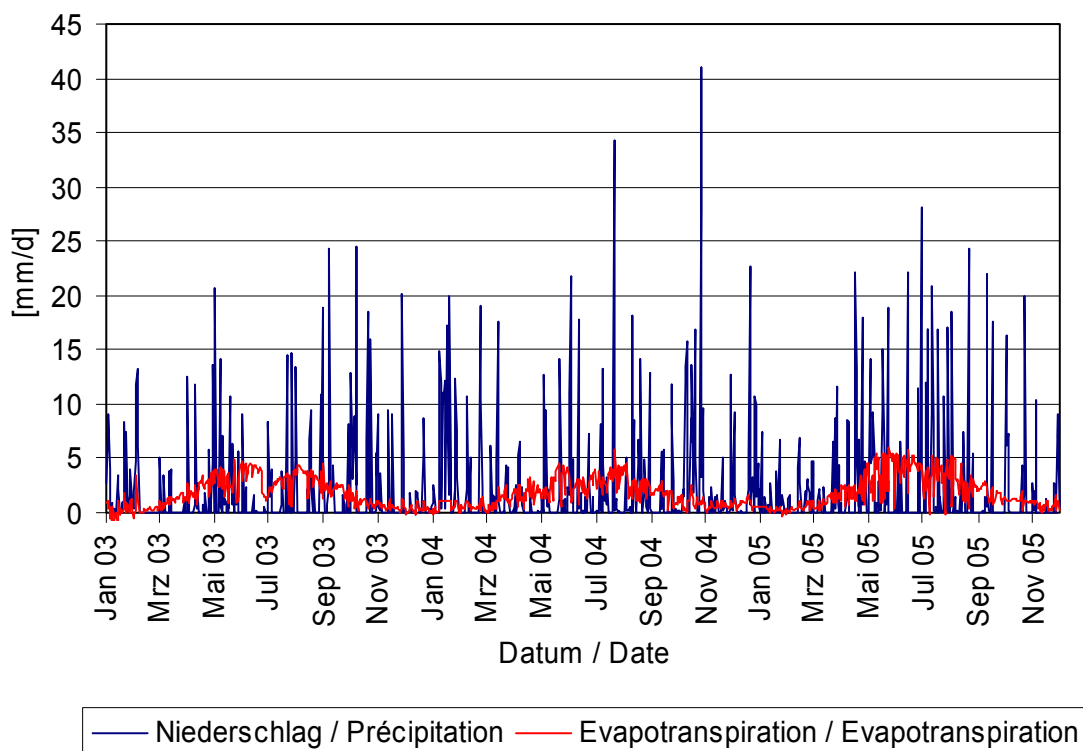


Abb. 3.3.1.1: Tages-Niederschlags- und Evapotranspirationsmengen (in mm) bei der Meteostation Basel-Binningen zwischen 2003 und 2005. Die Evapotranspiration wurde mittels Lysimeter bestimmt. In Hellblau sind die saisonalen Nitratauswaschungsphasen dargestellt.

Fig. 3.3.1.1 : Précipitations et évapotranspiration journalières (en mm) à la station météorologique de Bâle-Binningen entre 2003 et 2005. L'évapotranspiration a été mesurée à l'aide d'un lysimètre. Les phases de lessivage saisonnières sont figurées en bleu clair.

3.3.2 BERECHNUNG DER NITRATVERLAGERUNG

Die Verlagerung des Nitrats von der Bodenoberfläche bis in 2 m Tiefe wurde unter Verwendung einer Arbeit von RENGER (2002) sowie der Niederschlagsdaten der Meteorologischen Messstation von Meteo Schweiz in Basel-Binningen für die Jahre 2003-2005 berechnet (Herleitung und Berechnung siehe Anhang). Dabei wurden folgende Transportzeiten errechnet:

Bei Ackerland: 1.2 Monate (unter Verwendung der in Renger (2002) beschriebenen Formeln)

Bei Grünland: 1.6 Monate (unter Verwendung der in Renger (2002) beschriebenen Formeln)

Unter alleiniger Verwendung der Wasserbilanz (ohne Berechnung nach der Formel von Renger): 2.5 Monate

Hierbei ist zu beachten, dass in der Berechnung die Niederschlagsmenge auf ein ganzes Jahr bezogen ist. Die Aufenthaltsdauer ist daher nur als Mittelwert über das ganze Jahr zu sehen. Die Infiltrationsfront ist stark schwankend: bei langen Trockenperioden stagnierend bis sogar wieder im Profil kapillar aufsteigend, bei Starkniederschlägen jedoch als Makroporenfluss innerhalb von Tagen um Dezimeter oder gar Meter tiefer verlagert.

3.4 MODELLIERUNG DER NITRATAUSWASCHUNG MIT STICS

Die zur Verfügung stehenden Vergleichsdaten beziehen sich auf den Zeitraum September 2003 – November 2005. Die Zeit von Januar 2002 – August 2003 wird als Vorlauf angesehen und geht nicht in die Beurteilung mit ein. Die Auswertung konzentrierte sich auf die jeweiligen Sickerwassermengen und die Nitratauswaschung an einem Standort im Jahresverlauf. Die in der Schweiz gemessenen Werte zum Nitrat im Bodenwasser wurden zu diesem Zweck mit den modellierten Sickerwassermengen multipliziert und auf die im Modell STICS für die Nitratauswaschung verwendete Einheit kg N/ha umgerechnet. Dieser „gemessene“ Wert der Nitratauswaschung ($\text{Sum drain} * \text{CH} / 100$) wurde daraufhin mit dem rein modellierten Wert der Nitratauswaschung (QLES) vergli-

3.3.2 CALCUL DU TRANSFERT DES NITRATES

Le transfert des nitrates depuis la surface du sol jusqu'à une profondeur de 2 m a été calculé en utilisant les travaux de Renger (2002) et les données de précipitations de la station météorologique de Bâle-Binningen fournies par Meteo Schweiz pour les années 2003-2005 (méthode et calculs, voir en annexe). Les temps de transfert suivants ont été calculés :

Terres arables : 1,2 mois, avec la formule décrite dans Renger (2002) ;

Prairies : 1,6 mois, avec la formule décrite dans Renger (2002) ;

En appliquant simplement la formule du bilan hydrique (sans calcul avec la formule de Renger) : 2,5 mois.

A ce sujet, il convient de noter que le calcul de la quantité de précipitations se rapporte à l'année entière. Le temps de séjour est donc à regarder seulement comme une valeur moyenne sur toute l'année. Le front d'infiltration correspondant varie fortement : en stagnant, voire en remontant dans le profil au cours des grandes périodes de sécheresse, en descendant de l'ordre du décimètre ou même du mètre grâce aux écoulements dans les macropores lors des fortes précipitations.

3.4 MODELISATION DU LESSIVAGE DES NITRATES AVEC STICS

Les données comparatives existantes mises à disposition se rapportent à la période septembre 2003 - novembre 2005. Le délai de janvier 2002 à août 2003 est considéré comme une phase de démarrage et n'est pas pris en compte dans l'évaluation. L'interprétation se concentre sur les quantités d'eau de percolation et sur le lessivage des nitrates d'un site donné au cours de l'année. Dans ce but, les teneurs en nitrates mesurées en Suisse dans l'eau du sol ont été multipliées par les quantités d'eau de percolation modélisées, puis converties dans l'unité (kg N/ha) utilisée dans le modèle STICS pour le lessivage des nitrates. Cette valeur "mesurée" du lessivage des nitrates ($\text{Sum drain} * \text{CH} / 100$) a été ensuite comparée avec les données de lessivage des nitrates (QLES) provenant de la modélisation pure. Les

chen. Sowohl bei den gemessenen als auch bei den modellierten Werten der Nitratauswaschung handelt es sich um kumulierte Werte innerhalb eines Zeitfensters, in dem auch tatsächlich Sickerwasser vorhanden war. Messwerte, die sich auf Zeitfenster ohne Sickerwasser beziehen, wurden nicht berücksichtigt, da sie die Nitratauswaschung nicht korrekt wiedergeben können, sondern eine Aufkonzentrierung in den Saugkerzen bzw. Saugplatten beschreiben. Da sich die Saugkerzen auf eine Messtiefe von 60 cm beziehen, wurde auch im Modell STICS die Messtiefe der Nitratauswaschung auf eine Tiefe von 60 cm eingestellt.

3.4.1 SIMULATION EINZELNER STANDORTE

Die Kurven der gemessenen und der modellierten Nitratauswaschung beim Standort Buntbrache für den Zeitraum vom 01.09.2003 bis 31.12.2003 sind in ihrer Tendenz sehr ähnlich (Abb. 3.4.1.1). Da bei den gemessenen Daten keine Werte vorhanden waren um die Kumulative Nitratauswaschung in der Vorlaufperiode (01.01.2002 – 31.08.2003) zu bestimmen, wurde der Startwert der gemessenen Nitratauswaschung mit dem modellierten Wert zu diesem Zeitpunkt ersetzt. Für den 04.01.2005 wurde zudem ein vergleichsweise hoher Sickerwasserwert bestimmt, woraus eine relativ hohe gemessene Nitratauswaschung resultieren würde. Reduziert man diesen Wert, davon ausgehend dass es sich nicht nur um reines Sickerwasser handelt, dann verringert sich auch der gemessene Wert der Nitratauswaschung und ist dem modellierten Wert sehr ähnlich. Für den Standort Buntbrache ist zu beachten, dass sich die gemessenen Werte von den modellierten Werten zwar zum Teil unterscheiden, dass diese Unterschiede jedoch relativ gering sind (vergleiche hierzu den Wertebereich der Nitratauswaschung).

données mesurées, comme les données simulées du lessivage des nitrates, sont des données cumulées sur une plage de temps, à l'intérieur de laquelle de l'eau de percolation a effectivement été obtenue. Les mesures rapportées à une plage de temps sans eau de percolation, n'ont pas été prises en compte, car elles reflètent plutôt une surconcentration dans les bougies ou les plaques poreuses au lieu de restituer correctement le lessivage des nitrates. Comme les bougies poreuses se trouvent à une profondeur de 60 cm, la profondeur de mesure du lessivage des nitrates dans STICS a aussi été fixée à 60 cm.

3.4.1 SIMULATION DE CERTAINS SITES

Les courbes du lessivage des nitrates mesuré et modélisé pour le site Jachère florale présentent des tendances très semblables sur la période du 01.09.2003 au 31.12.2003 (Fig. 3.4.1.1). Afin de pallier à l'absence de teneurs, pourtant nécessaires à l'estimation du lessivage cumulé des nitrates pendant la période de démarrage (01.01.2002 - 31.08.2003), la valeur de départ du lessivage des nitrates mesuré a été remplacée par la valeur modélisée à cette date. Par ailleurs, une valeur d'eau de percolation comparativement haute a été déterminée pour le 04.01.2005, ce qui entraînerait un lessivage des nitrates mesuré relativement élevé. En réduisant cette valeur, c'est-à-dire en considérant qu'il ne s'agit pas uniquement d'eau de percolation, le lessivage des nitrates mesuré se trouve aussi réduit et alors très semblable à la valeur modélisée. Si les valeurs mesurées sur le site Jachère florale diffèrent sans aucun doute des valeurs modélisées, il convient de noter que ces différences sont relativement faibles (en comparaison de la plage de variation du lessivage des nitrates).

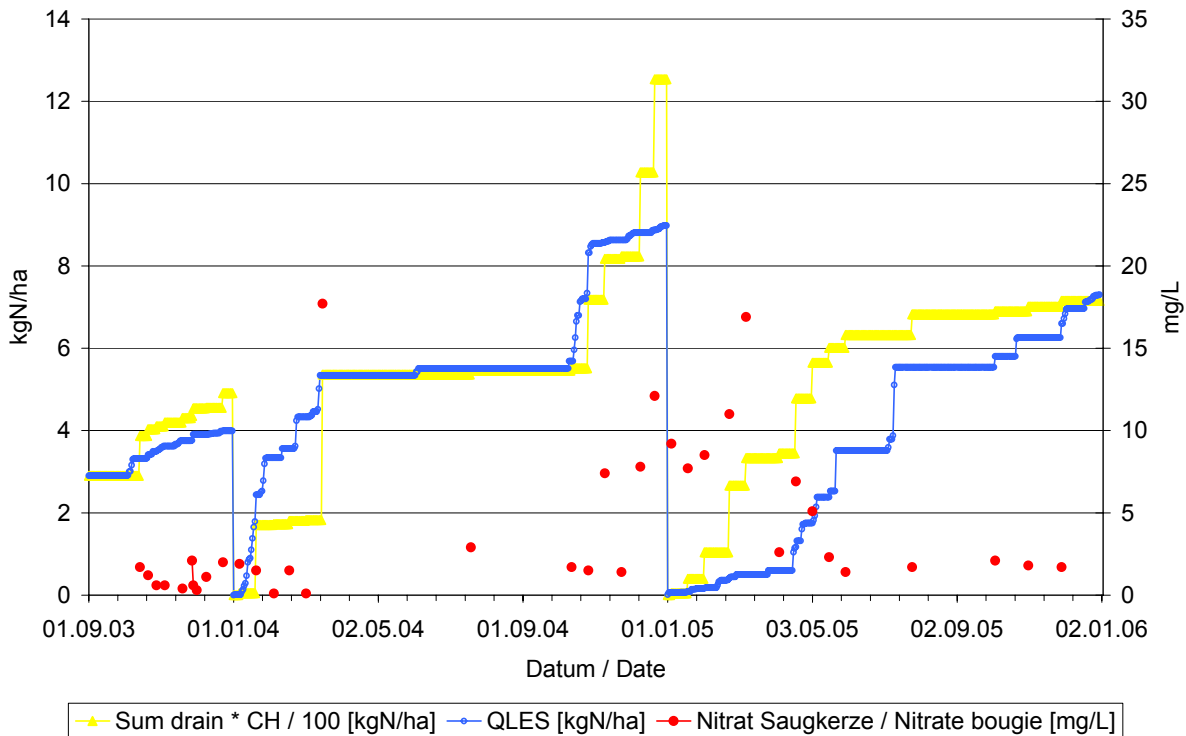


Abb. 3.4.1.1: Am Standort Buntbrache gemessene und modellierte kumulierte Nitratauswaschung jeweils bezogen auf ein Kalenderjahr. Ebenfalls angegeben ist die in den Saugkerzen gemessene Nitratkonzentration.

Fig. 3.4.1.1: Lessivage cumulé des nitrates mesuré et modélisé sur le site Jachère florale durant une année calendaire. La concentration en nitrates mesurée dans les bougies poreuses est également représentée.

Beim Standort Klee gras stimmen die gemessenen und simulierten Kurven der Nitratauswaschung ebenfalls gut überein (Abb. 3.4.1.2). Um eine plausible Modellierung der Nitratauswaschung mussten folgende zusätzliche Annahmen getroffen werden: Für den Zeitpunkt 20.01.2004 wurde ein extrem hoher Sickerwasserwert berechnet, entsprechend der relativ hohen gemessenen Nitratkonzentration ergäbe sich daraus eine extrem hohe Nitratauswaschung. Man kann jedoch davon ausgehen, dass die Aufkonzentrierung in den Saugkerzen (nur 60 cm tief!) durch andere Prozesse bedingt sein muss und die extremen Sickerwassermengen eventuell nicht ausschließlich auf das Sickerwasser zurückzuführen sind. In diesem Sinne wurde der Extremwert vom 20.01.2004 korrigiert, d.h. nur 25% der berechneten Auswaschung gehen in die Darstellung ein. Für den Zeitpunkt 26.10.2004 wurde erneut eine extrem hohe Nitratauswaschung bestimmt. Vernachlässigt man diese Messung, d.h. geht man davon aus, dass an diesem Tag in der Realität vermutlich noch keine Sickerung stattgefunden hat, so reduziert sich die Menge ausgewaschenen Nitrats und passt sich die

Sur le site Trèfle également, les courbes du lessivage des nitrates mesuré et modélisé s'accordent bien (Fig. 3.4.1.2). Afin d'obtenir une modélisation réaliste du lessivage des nitrates, des hypothèses complémentaires ont été nécessaires. La valeur extrêmement élevée de la quantité d'eau de percolation calculée initialement à la date du 20.01.2004 donnerait, combinée à la concentration en nitrates relativement haute, un lessivage des nitrates extrêmement élevé. Il est possible d'en déduire que la surconcentration dans les bougies poreuses (à seulement 60 cm de profondeur) doit résulter d'autres processus et que les quantités extrêmes d'eau de percolation calculées ne correspondent pas entièrement avec de l'eau de percolation. La valeur extrême du 20.01.2004 a donc été corrigée, en ne retenant que 25% du lessivage calculé pour la représentation. Une valeur extrêmement élevée du lessivage des nitrates a de nouveau été déterminée à la date du 26.10.2004. En négligeant cette mesure, ce qui revient dans la réalité à supposer l'absence d'infiltration ce jour-là, la quantité de nitrates lessivés

Kurve dem modellierten Verlauf der Nitratauswaschung wieder sehr stark an.

diminue et elle se rapproche alors fortement de la courbe d'évolution du lessivage des nitrates modélisé.

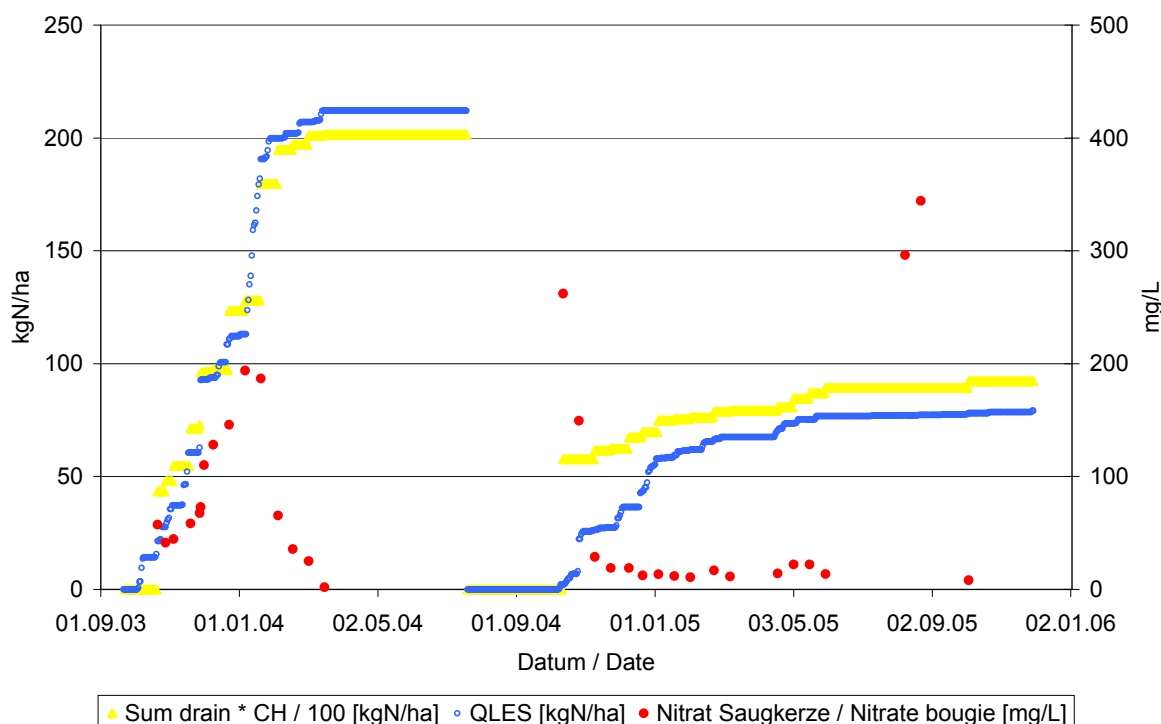


Abb. 3.4.1.2: Am Standort Klee gras gemessene und modellierte kumulierte Nitratauswaschung jeweils bezogen auf ein Kalenderjahr. Ebenfalls angegeben ist die in den Saugkerzen gemessene Nitratkonzentration.

Fig. 3.4.1.2: Lessivage cumulé des nitrates mesuré et modélisé sur le site Trèfle durant une année calendaire. La concentration en nitrates mesurée dans les bougies poreuses est également représentée.

Für den Standort Raps ist anzunehmen, dass frühestens ab dem 11.11.2003 eine nennenswerte Tiefensickerung in der Realität stattfand. Die hohen gemessenen Nitratwerte im Bodenwasser von teilweise über 500 mg/l sind vermutlich auf eine Aufkonzentrieren in der Saugkerze zurückzuführen und geben demnach nicht die tatsächliche Sickerwasserkonzentration wieder (Abb. 3.4.1.3). Daher wurden für diesen Standort die ersten 7 Intervalle/Zeitfenster für die Modellierung nicht berücksichtigt. Ähnliches gilt für den Zeitraum ab dem 01.11.2004: es ist anzunehmen, dass frühestens ab diesen Zeitpunkt eine nennenswerte Tiefensickerung in der Realität stattfindet. Die gemessenen Werte im Bodenwasser von um 400 mg/l sind vermutlich auf ein Aufkonzentrieren in der Saugkerze zurückzuführen. Die Saugkerze gibt vermutlich nicht die tatsächliche Sickerwasserkonzentration wieder. Deshalb wurden hier das erste Intervall/Zeitfenster gar nicht berücksichtigt und das zweite Intervall nur mit 10% (Verdünnungseffekt).

Sur le site Colza, il faut supposer qu'une infiltration profonde notable n'intervient au plus tôt qu'à partir du 11.11.2003. Les teneurs en nitrates élevées mesurées antérieurement (supérieures à 500 mg/l) résultent probablement d'une surconcentration dans les bougies poreuses et ne reflètent pas la concentration effective de l'eau de percolation (Fig. 3.4.1.3). C'est pour cette raison que les sept premiers intervalles de temps n'ont pas été retenus pour la modélisation. Il en est de même pour la période démarrant au 01.11.2004. Il faut supposer que dans la réalité, une infiltration profonde notable n'intervient au plus tôt, qu'à partir de cette date. Les teneurs mesurées dans l'eau du sol (autour de 400 mg/l) résultent probablement d'une surconcentration dans la bougie poreuse. Celle-ci ne reflète probablement pas la concentration effective de l'eau de percolation. Le premier intervalle de temps n'a donc pas été retenu ici et le deuxième ne l'a été qu'avec 10% du lessivage calculé (effet d'évaporation).

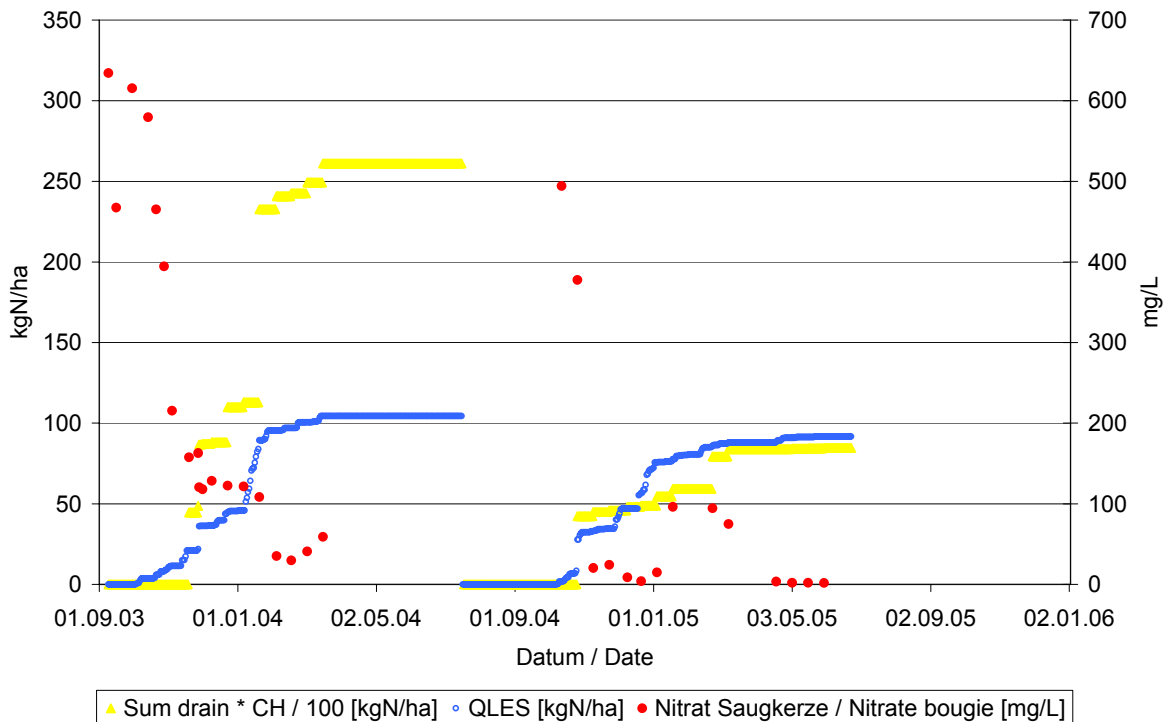


Abb. 3.4.1.3: Am Standort Raps gemessene und modellierte kumulierte Nitratauswaschung jeweils bezogen auf ein Kalenderjahr. Ebenfalls angegeben ist die in den Saugkerzen gemessene Nitratkonzentration. Für das Jahr 2004 resultiert eine markant höhere gemessene als simulierte Nitratauswaschung. Für das Jahr 2005 sind die Kurvenverläufe sehr ähnlich.

Fig. 3.4.1.3: Lessivage cumulé des nitrates mesuré et modélisé sur le site Colza durant une année calendaire. La concentration en nitrates mesurée dans les bougies poreuses est également représentée. En 2004, le lessivage des nitrates mesuré dépasse nettement la simulation. En 2005, les deux courbes sont très semblables.

Der Standort Weizen wurde sowohl mit Saugkerzen als auch mit Saugplatten beprobt. Zum Teil haben sich die Beprobungstermine an den Saugkerzen und den Saugplatten überschritten, es gab aber auch Intervalle, an denen ausschließlich eine Beprobungsart durchgeführt wurde. Die ersten 10 Intervalle weisen eine extrem hohe Nitratkonzentration im Bodenwasser (Saugkerzen) auf (Abb. 3.4.1.4). Für die Simulation wurden diese Intervalle ausgeklammert, zumal in diesen Intervallen auch eine recht hohe Sickerwassermenge ermittelt wurde, woraus sich die hohen gemessenen Auswaschungswerte ergeben. Die Saugplatten wurden erst rund ein Jahr nach den Saugkerzen eingebaut. In der Zeit vor dem 08.07.2004 liegen deshalb keine Messwerte der Saugplatten vor. Bei den Messwerten der Saugplatte fallen die extrem hohen Nitratwerte auf. Mit den Werten des Sickerwassers ergibt sich hieraus wiederum eine extrem hohe Nitratauswaschung. Es ist jedoch zu beachten, dass die im Modell eingestellte Messtiefe 60 cm beträgt, und zwar unabhängig davon, ob mit einer Saugkerze

Sur le site Blé, les prélèvements ont été réalisés à la fois avec des bougies poreuses et une plaque poreuse. Si les dates de prélèvements ont parfois coïncidé, il y a eu aussi des intervalles au cours desquels seul un type de prélèvement a été réalisé. Les dix premiers intervalles présentent une concentration en nitrates de l'eau du sol (bougies poreuses) extrêmement élevée (Fig. 3.4.1.4). Ces intervalles ont été mis entre parenthèses lors de la simulation, surtout du fait que les quantités d'eau de percolation déterminées y étaient très fortes, livrant du coup des valeurs de lessivage des nitrates élevées. Les plaques poreuses n'ont été installées qu'environ un an après les bougies poreuses. Il n'y a donc pas de mesures sur les plaques poreuses avant le 08.07.2004. Ce qui frappe au niveau des mesures des plaques poreuses, ce sont les teneurs en nitrates très élevées, qui une fois combinées avec les valeurs de l'eau de percolation, donnent également un lessivage des nitrates très élevé. Il convient toutefois de remarquer que la profondeur introduite dans le modèle est de

oder einer Saugplatte beprobt wurde. Für die Ernte der Luzerne waren 5 Termine vorgegeben, diese wurden dem Modell STICS zugeführt. Eine Betrachtung der Modellergebnisse zeigt jedoch, dass zu keinem der Erntetermine tatsächlich eine Ernte (Schnitt, Mahd) stattgefunden hat, die geerntete oberirdische Biomasse beträgt jeweils 0 t Frischmasse/ha. Auch ein N-Entzug bei der Ernte hat es konsequenter Weise im Modell nicht gegeben (exportation culture = 0). Der Standort Weizen bleibt somit insgesamt der bezüglich der Modellierung unsicherste und ungenaueste Standort.

60 cm, que le prélèvement soit réalisé avec une bougie poreuse ou avec une plaque poreuse. Les cinq dates de récolte de la luzerne ont été entrées dans le modèle STICS. L'étude des résultats du modèle montre toutefois, qu'aucune récolte effective (coupe, fauche) n'a eu lieu aux dates de récolte, la biomasse aérienne récoltée se chiffrant à 0 t de matière fraîche par hectare. De manière conséquente, il n'y a pas non plus d'exportation d'azote dans le modèle (exportation culture = 0). Le site Blé reste ainsi dans l'ensemble, le site avec la modélisation la plus incertaine et la plus imprécise.

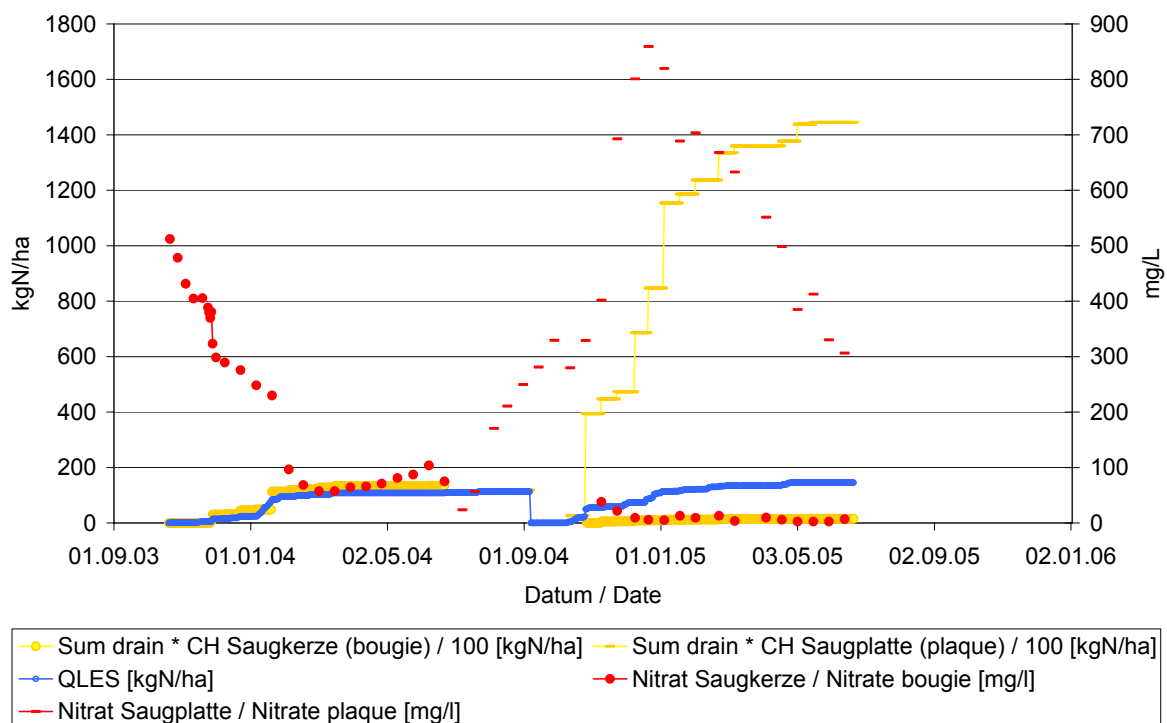


Abb. 3.4.1.4: Am Standort Weizen gemessene und modellierte kumulierte Nitratauswaschung jeweils bezogen auf ein Kalenderjahr. Dargestellt sind die Nitratkonzentrationsmessungen und die Berechnungen für die Saugkerze und die Saugplatte.

Fig. 3.4.1.4 : Lessivage cumulé des nitrates mesuré et modélisé sur le site Blé durant une année calendaire. Les concentrations en nitrates mesurées et simulées, dans la bougie poreuse et la plaque poreuse sont également représentées.

In Abb. 3.4.1.5 sind der gemessene und berechnete Ernteertrag und der Stickstoffentzug gegeben. Sowohl die Ernteerträge wie auch die Stickstoffentzüge weisen deutliche Unterschiede von der Messung zur Modellierung auf. Bei den Erträgen scheinen die berechneten Werte allerdings näher bei den effektiv gemessenen zu liegen als bei den Stickstoffentzügen. Die modellierten Erträge weisen zudem eine grössere Streubreite als die gemessenen auf. Während die Simulation der Nitratauswaschung

La figure 3.4.1.5 fournit les rendements de récolte et les exportations d'azote mesurés et calculés. Les rendements de récolte, comme les exportations d'azote, présentent de nettes différences entre les mesures et les modélisations. Les valeurs calculées pour les rendements semblent cependant plus proches des mesures effectives que celles des exportations d'azote. De plus, les rendements modélisés présentent une plus grande dispersion que les rendements mesurés. Alors

recht befriedigende Resultate liefert, zeigen sich bei der Modellierung der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und damit verbunden ihrem Wachstum markantere Differenzen zu den gemessenen Werten.

que la simulation du lessivage des nitrates livre des résultats satisfaisants, la modélisation de la fixation d'azote par les plantes en fonction de leur croissance met en évidence de grandes différences avec les valeurs mesurées.

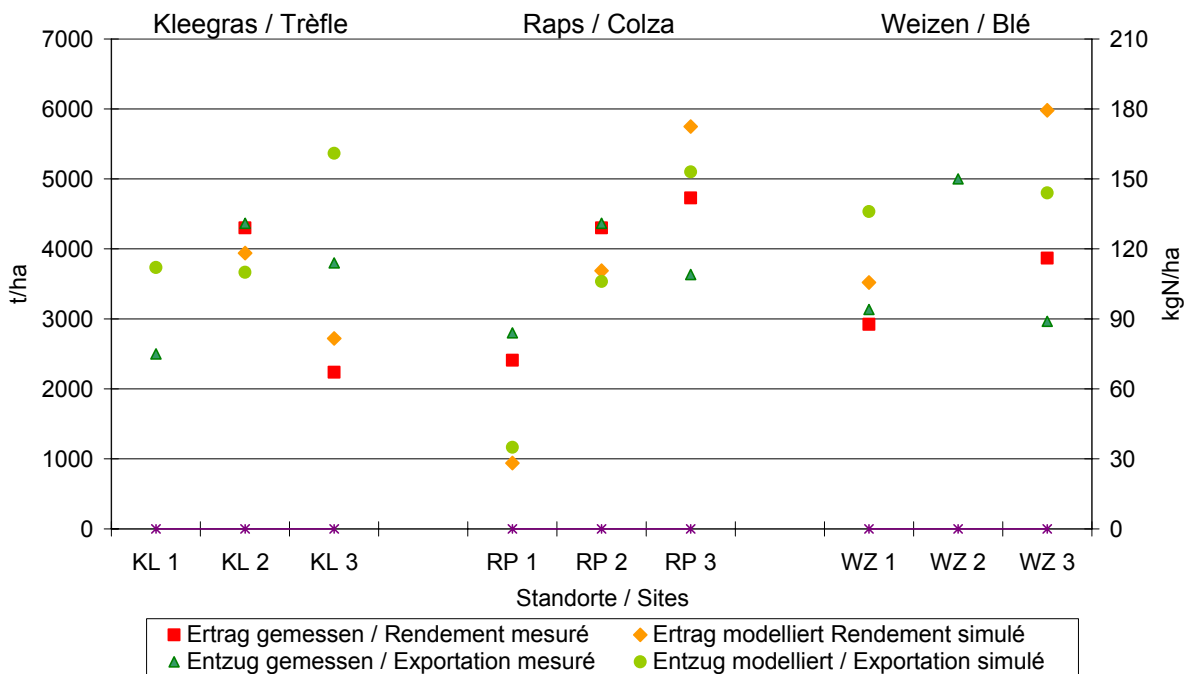


Abb. 3.4.1.5: Ernteertrag und Stickstoffentzug durch die Ernte für die drei Ackerstandorte Klee gras, Raps und Weizen im modellierten Zeitraum. Die Abkürzungen bedeuten: KL 1: Klee gras/Wiese; KL 2: Winterweizen; KL 3: Winterraps; RP 1: Winterraps; RP 2: Winterweizen; RP 3: Wintergerste; WZ 1: Triticale; WZ 2 Luzerne; WZ 3: Wintergerste.

Fig. 3.4.1.5: Rendement de récolte et exportation d'azote pour les trois sites cultivés Trèfle, Colza et Blé durant la période de modélisation. Abréviations : KL 1 : trèfle/prairie ; KL 2 : blé d'hiver ; KL 3 : colza d'hiver ; RP 1 : colza d'hiver ; RP 2 : blé d'hiver ; RP 3 : orge d'hiver ; WZ 2 : triticale ; WZ 2 : luzerne ; WZ 3 : orge d'hiver.

3.5 ERGEBNISSE DER GRUNDWASSERPROBEN

3.5 RESULTATS DES PRELEVEMENTS D'EAU SOUTERRAINE

3.5.1 NITRATKONZENTRATIONEN IM GRUNDWASSER

3.5.1 CONCENTRATIONS EN NITRATES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Die Nitratkonzentrationen zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Messstellen des Hauptgrundwasserstroms (24.J.16, 24.A.1 und 24.A.8) und denen des westlichen Grundwasserstroms. Während die Konzentrationen im Hauptgrundwasserstrom konstant bei ca. 15 mg/l NO₃ lagen, zeigten die Nitratkonzentrationen der Messstellen des westlichen Grundwasserstroms starke saisonale Schwankungen, mit erhöhten Konzentrationen im Winter und Frühling (Abb. 3.5.1.1). Im Januar 2004 stiegen die Nitratkonzentrationen an, erreichten von Februar bis April ein Maximum und nahmen dann langsam wieder ab, bis sie im Oktober 2004 erneut anstiegen. Der Anstieg der Konzentrationskurven

Les concentrations en nitrates montrent des différences nettes entre les stations de mesures du courant souterrain principal (24.J.16, 24.A.1 et 24.A.8) et celles du courant souterrain ouest. Alors que les concentrations du courant souterrain principal se situent aux environs de 15 mg NO₃/l, les concentrations en nitrates des stations de mesures du courant souterrain ouest montrent de fortes variations saisonnières, avec des concentrations élevées en hiver et au printemps (Fig. 3.5.1.1). Les concentrations en nitrates ont augmenté en janvier 2004, elles ont atteint un maximum de février à avril, puis elles sont descendues jusqu'à ce qu'elles augmentent à nou-

im Winter 2004 war sehr steil, was auf einen schnellen Eintrag von Nitrat ins Grundwasser hindeutet.

Aufgrund der NO₃-Konzentrationsverläufe kann angenommen werden, dass je nach Pegelstand im Hauptgrundwasserstrom das Wasser aus dem westlichen Einzugsgebiet mehr oder weniger südlich von Rainach in den Hauptgrundwasserstrom fließt. Nach dem trockenen Sommer 2003 wurde der Nitratanstieg zuerst bei der südlichen Messstelle 11.R.3 gemessen. Bei höheren Pegelständen im Winter 2004/2005 erfolgte der Nitratanstieg zuerst bei weiter nördlich gelegenen Messstellen (24.J.6, 24.J.7; Abb. 3.5.1.1 und Karte).

veau en octobre 2004. La montée des courbes des concentrations à l'hiver 2004 était très raide, ce qui indique un apport rapide de nitrates dans l'eau souterraine.

L'évolution des concentrations en nitrates permet de supposer que l'eau provenant du bassin versant ouest, situé plus ou moins au sud de Rainach, s'écoule dans le courant souterrain principal en fonction du niveau de l'eau de celui-ci. A la suite de la sécheresse de 2003, l'augmentation des nitrates fut observée sur la station de mesures sud 11.R.3. Avec les niveaux d'eau plus hauts de l'hiver 2004/2005, l'augmentation des nitrates a débuté sur des stations de mesures situées plus au nord (24.J.6, 24.J.7 ; Fig. 3.5.1.1 et carte).

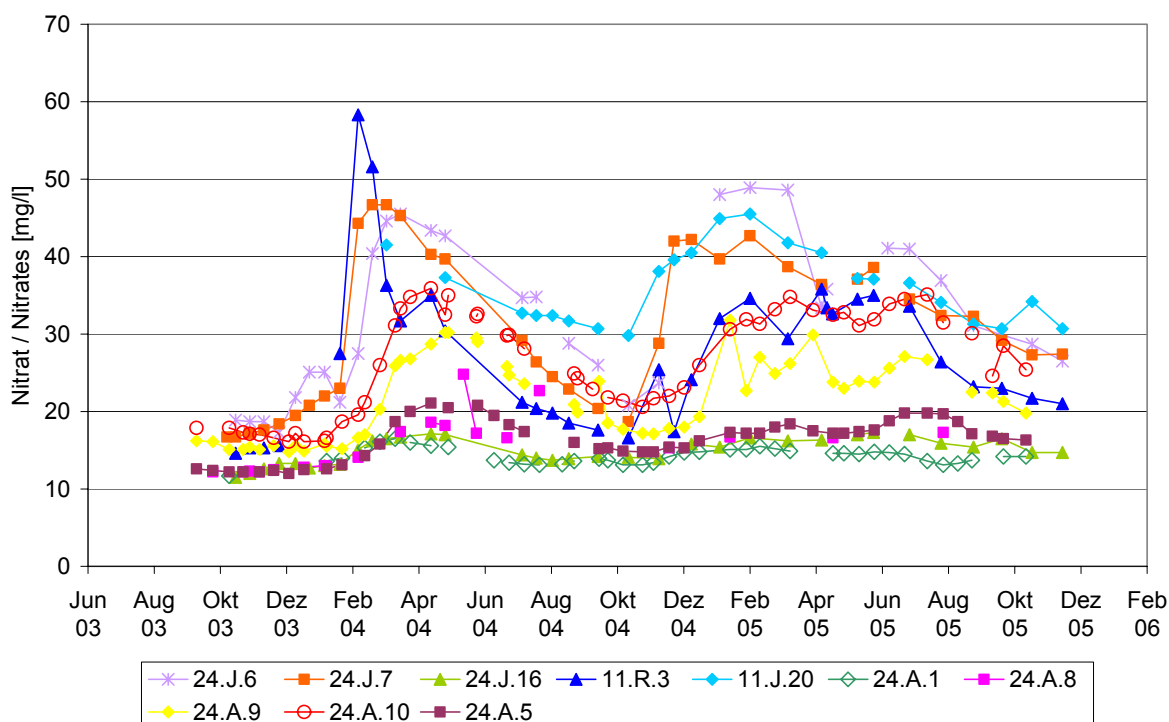


Abb. 3.5.1.1: Verlauf der Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Die Piezometer im westlichen (landwirtschaftlich genutzten) Grundwasserstrom (24.J.6, 24.J.7, 11.R.3, 11.J.20) zeigen deutliche jahreszeitlich Schwankungen, die auf die Nitrat- auswaschung im Boden zurückzuführen sind.

Fig. 3.5.1.1 : Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines. Les piézomètres (24.J.6, 24.J.7, 11.R.3, 11.J.20) dans le courant souterrain ouest (dominé par l'agriculture) présentent des variations saisonnières nettes, à mettre en relation avec le lessivage des nitrates dans le sol.

3.5.2 CHLORID- UND SULFATKONZENTRATION IM GRUNDWASSER

Die Chloridkonzentrationen des Grundwassers lagen zwischen 10 und 20 mg/l. Im Hauptgrundwasserstrom waren die Schwankungen sehr gering. In Zeiten mit geringer Nitrat- auswaschung (z.B. Sept. 03 – Jan. 04, Juli 04 – Nov. 04) lagen die Chloridkonzentrationen des westlichen Grundwasserstroms

3.5.2 CONCENTRATIONS EN CHLORURES ET EN SULFATES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Les concentrations de l'eau souterraine en chlorures sont situées entre 10 et 20 mg/l. Les variations sont très faibles dans le courant souterrain principal. Pendant les périodes de faible lessivage des nitrates (p. ex. sept. 2003 - jan. 2004, juil. 2004 - nov. 2004), les concentrations en chloru-

sehr nahe zusammen. In den Perioden mit höheren Nitratkonzentrationen (Feb. 04 – Mai 04, Dez. 04 – Aug. 05) wurden beim Piezometer 11.R.3 höhere und am Standort 24.J.7 tiefere Chloridkonzentrationen gemessen (Abb. 3.5.2.1).

Die Sulfatkonzentrationen bewegten sich zwischen 20 und 30 mg/l. Bis im März 04 war kein Konzentrationsunterschied zwischen den beiden Grundwasserströmen ersichtlich. Danach pendelten sich die Werte des Hauptgrundwasserstroms bei 20 mg/l ein, die des westlichen Grundwasserstroms bei 25 mg/l (Abb. 3.5.2.2).

res du courant souterrain ouest restent très voisines. Lors des périodes de fort lessivage des nitrates (fév. 2004 - mai 2004, déc. 2004 - août 2005), les concentrations en chlorures sont élevées au piézomètre 11.R.3 et plus basses au site 24.J.7 (Fig. 3.5.2.1).

Les concentrations en sulfates varient entre 20 et 30 mg/l. Aucune différence de concentration n'était visible entre les deux courants souterrains jusqu'en mars 2004. Par la suite, les valeurs du courant souterrain principal ont varié autour de 20 mg/l, celles du courant souterrain ouest autour de 25 mg/l (Fig. 3.5.2.2).

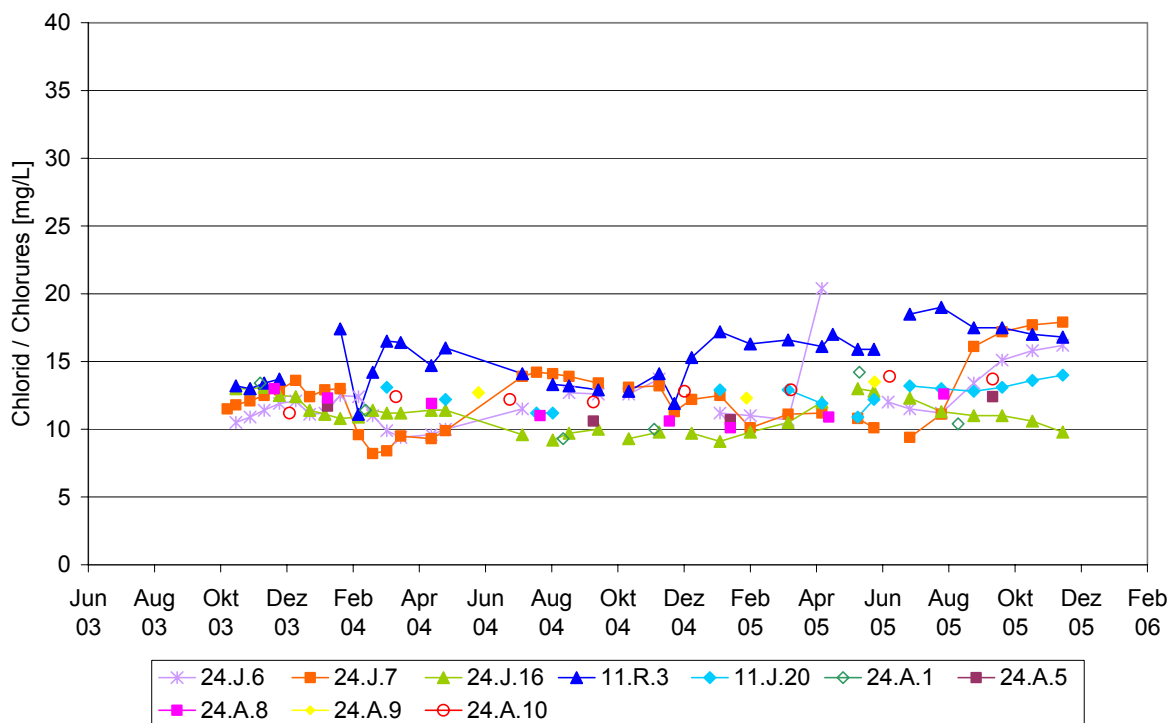


Abb. 3.5.2.1: Zeitlicher Verlauf der Chloridkonzentrationen im Grundwasser.
 Fig. 3.5.2.1: Evolution temporelle des concentrations en chlorures dans les eaux souterraines.

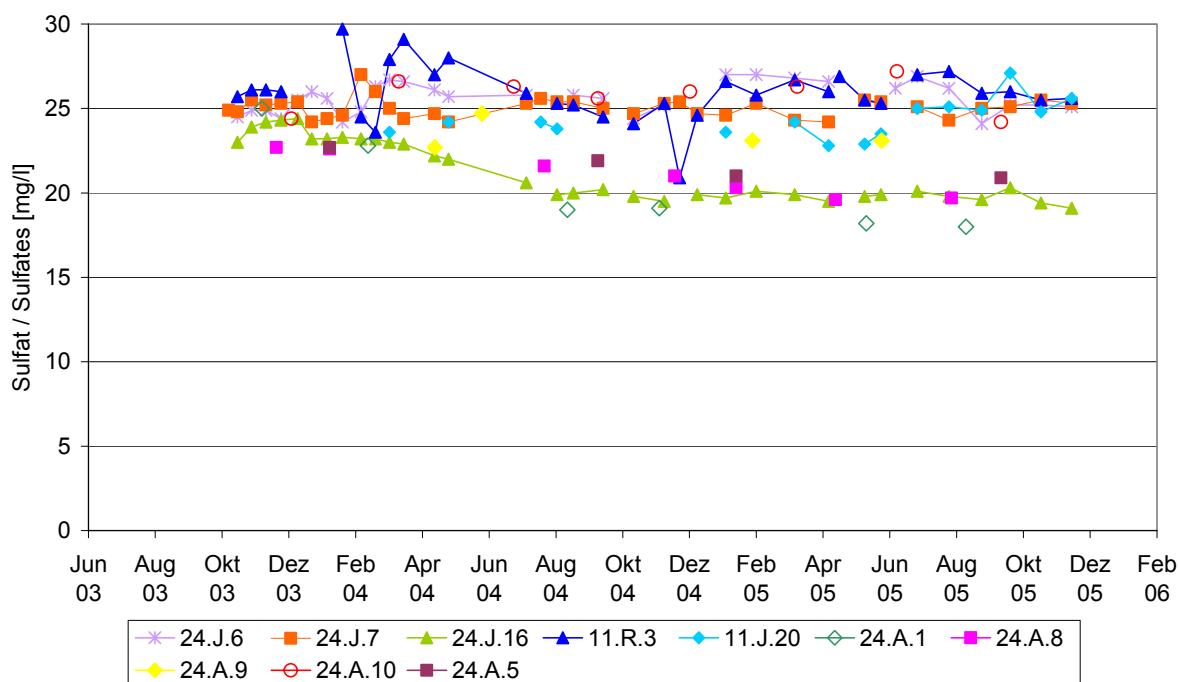


Abb. 3.5.2.2: Zeitlicher Verlauf der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser.
 Fig. 3.5.2.2: Evolution temporelle des concentrations en sulfates dans les eaux souterraines.

3.5.3 ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT IM GRUNDWASSER

Die Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit wurde im westlichen Grundwasserstrom vom Nitrat bestimmt. Diese Korrelation war im Hauptgrundwasserstrom nicht zu sehen (Abb. 3.5.3.1). Das westliche Grundwasser mit dem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet zeigte elektrische Leitfähigkeiten zwischen 500 und 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, die Leitfähigkeiten die im Hauptgrundwasserstrom gemessen wurden, lagen durchschnittlich etwa um 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tiefer. Die Messstelle 11.J.20 hob sich in den Werten der elektrischen Leitfähigkeit deutlich von den restlichen Messstellen ab. Die Werte lagen mit 650 bis 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich höher und zeigten keine Korrelation mit den Nitratkonzentrationen (diese Werte sind in der Grafik nicht dargestellt).

3.5.3 CONDUCTIVITE ELECTRIQUE DE L'EAU SOUTERRAINE

Dans le courant souterrain ouest, la variabilité de la conductivité électrique est déterminée par les nitrates. Cette corrélation n'est pas visible dans le courant souterrain principal (Fig. 3.5.3.1). Les conductivités électriques du courant souterrain ouest, influencé par le bassin versant cultivé, varient entre 500 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Celles du courant souterrain principal se situent environ 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ plus bas. Les valeurs de la conductivité électrique de la station de mesures 11.J.20 s'écartent nettement de celles des autres stations. Elles se situent nettement plus haut (650 à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et ne présentent pas de corrélation avec les concentrations en nitrates (ces valeurs ne sont pas représentées sur le graphique).

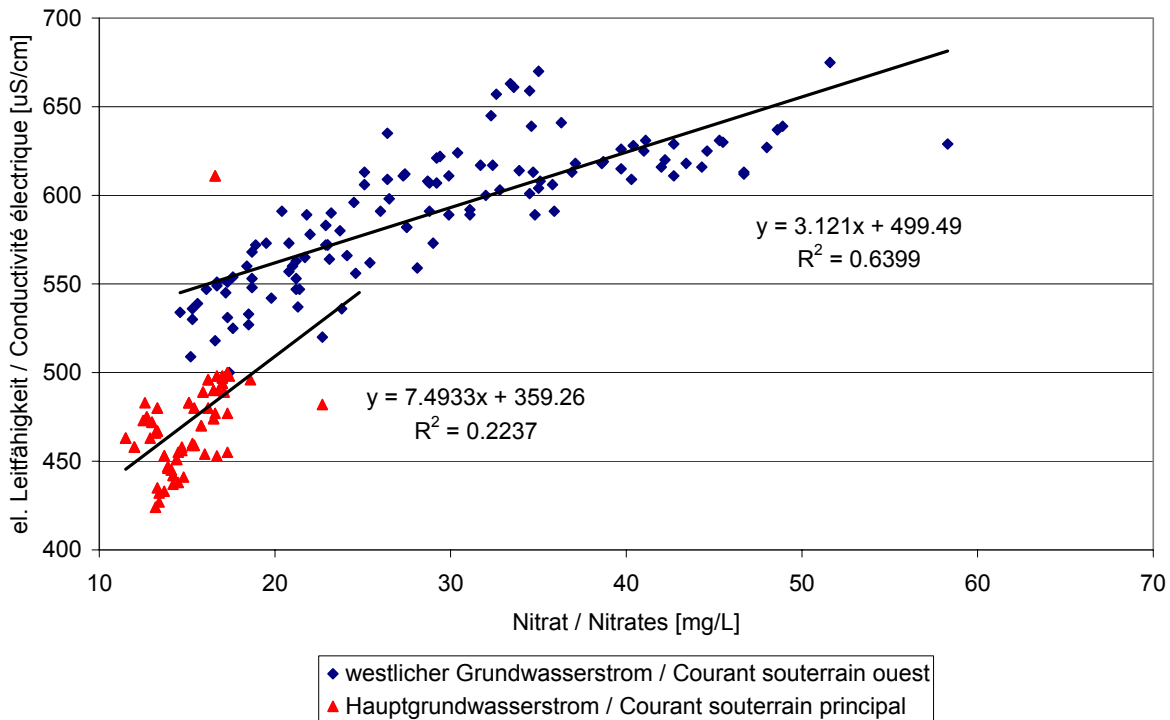


Abb. 3.5.3.1: Korrelation der Nitratkonzentration mit der elektrischen Leitfähigkeit im westlichen Grundwasser und im Hauptgrundwasserstrom.

Fig. 3.5.3.1 : Corrélation entre les concentrations en nitrates et la conductivité électrique des courants souterrains ouest et principal.

3.5.4 ISOTOPE IM GRUNDWASSER

Die im Grundwasser gemessenen $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte lagen alle in einem ähnlichen Bereich, es war kein Unterschied zwischen dem Hauptgrundwasserstrom und dem westlichen Grundwasserstrom zu erkennen (Abb. 3.5.4.1). Vergleicht man jedoch die zeitlichen Verläufe der Isotopenverhältnisse im Grundwasser mit denen der Birs, fällt auf, dass nur die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte beider Grundwasserströme mit der Birs übereinstimmen. Bei den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten hoben sich die Messungen im westlichen Grundwasserstrom etwas ab und zeigten tiefere Werte.

Im Herbst 2003 waren die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sowie die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte bei einigen Messstellen erhöht, was auch im Oberflächenwasser beobachtet wurde und eventuell auf den trockenen Sommer zurückzuführen ist. Sonst bewegten sich die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Grundwasser zwischen 5 und 15 ‰, die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zwischen 5 und 20 ‰. Nitrat, das durch Mineralisation organischer Substanz freigesetzt wird, zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in dieser Größenordnung. Die im Vergleich zu andern Studien (Mengis, 2003) eher hohen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte deuten auf eine Denitrifikation oder

3.5.4 ISOTOPES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ mesurées dans l'eau souterraine se situent dans la même plage, sans montrer de différence entre le courant souterrain principal et le courant souterrain ouest (Fig. 3.5.4.1). La comparaison de l'évolution temporelle des compositions isotopiques fait apparaître que seules les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des deux courants souterrains sont corrélées avec la Birse. Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ du courant souterrain ouest s'en écartent et montrent des valeurs plus basses.

A l'automne 2003, les valeurs élevées de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ de certaines stations de mesures, phénomène également observé sur les eaux superficielles, résultent éventuellement de l'été sec. Autrement, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ de l'eau souterraine varient entre 5 et 15 ‰, celles de $\delta^{18}\text{O}$ entre 5 et 20 ‰. Les nitrates libérés par la minéralisation de la matière organique montrent des valeurs dans cet ordre de grandeur. Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$, plutôt élevées en comparaison d'autres travaux (Mengis, 2003), indiquent une dénitrification ou des nitrates

auf eine Mischung von Nitrat aus Mineral- und Hofdünger oder aus Mineraldünger und Mineralisation organischer Bodensubstanz hin.

provenant de mélange, soit entre engrais minéraux et engrais de ferme, soit entre engrais minéraux et minéralisation de la matière organique du sol.

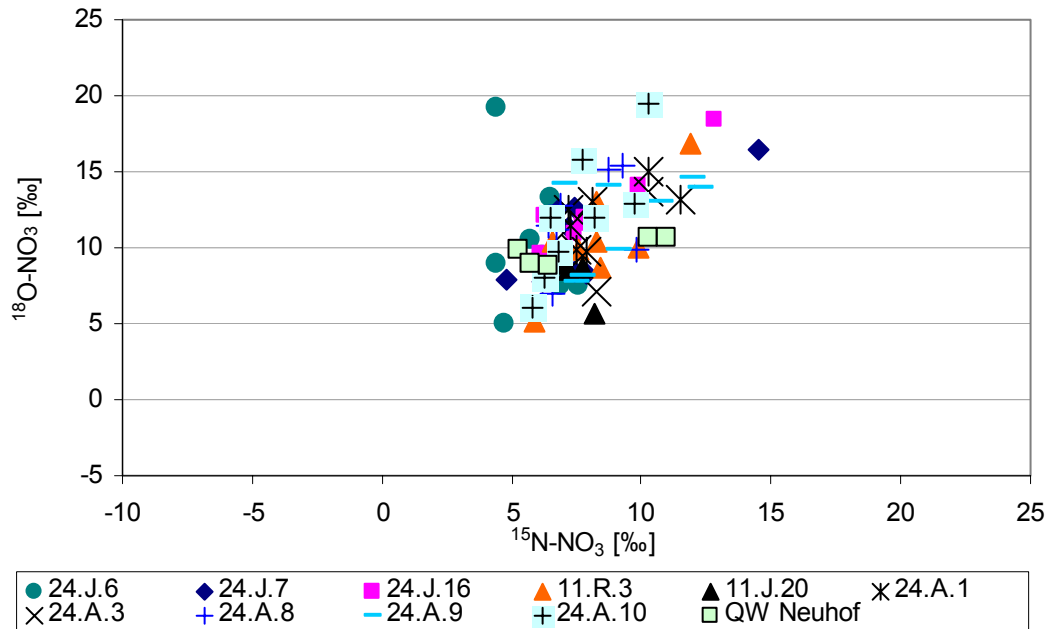


Abb. 3.5.4.1: Isotopenmesswerte des Nitrats im Grundwasser.
 Fig. 3.5.4.1: Mesures des isotopes des nitrates dans les eaux souterraines.

Im Vergleich zu den anderen Messstandorten zeigte der Piezometer 11.J.20 sowohl beim $\delta^{15}\text{N}$ -Wert als auch beim $\delta^{18}\text{O}$ -Wert die geringsten Schwankungen (Abb. 3.5.4.2 und 3.5.4.3). Der Standort 24.J.6 hob sich bei den N-Isotopenbereichen etwas vom Durchschnitt ab, mit tiefen $\delta^{15}\text{N}$ -Werten und geringen Schwankungen. Die Isotopenbereiche des westlichen Grundwasserstroms zeigen nur bei den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten grössere Schwankungen als die Werte, welche im Hauptgrundwasserstrom gemessen wurden.

Par rapport aux autres stations de mesures, c'est le piézomètre 11.J.20 qui montre les plus faibles variations de $\delta^{15}\text{N}$, comme de $\delta^{18}\text{O}$ (Fig. 3.5.4.2 et 3.5.4.3). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ du site 24.J.6 s'écarte quelque peu de la moyenne, avec des valeurs plus basses et variant moins. Parmi les isotopes mesurés dans le courant souterrain ouest, seules les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ présentent de plus grandes variations que celles mesurées dans le courant souterrain principal.

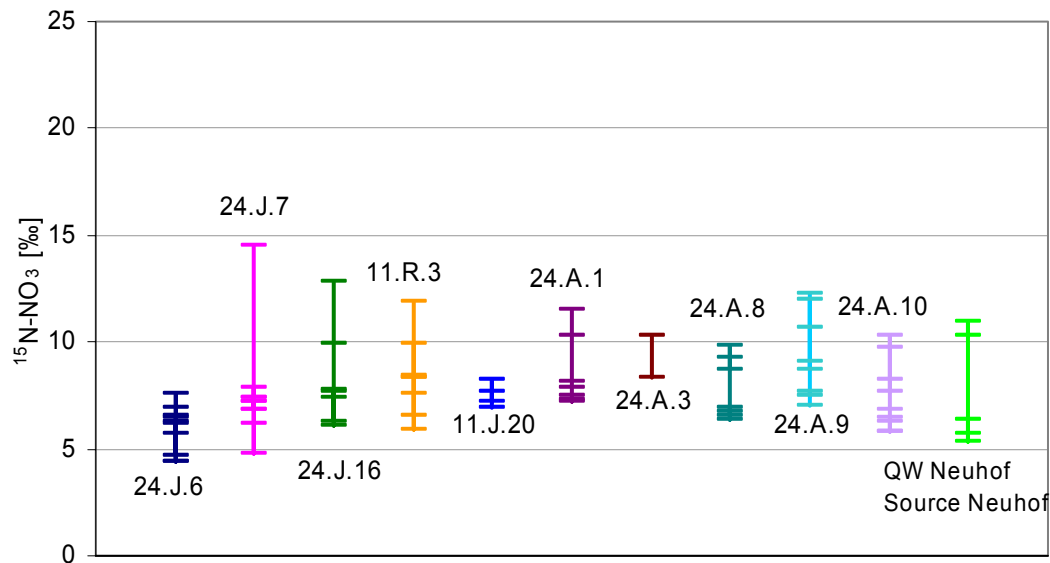


Abb. 3.5.4.2: N-Isotopenbereiche im Grundwasser.
 Fig. 3.5.4.2: Plages des isotopes N dans les eaux souterraines.

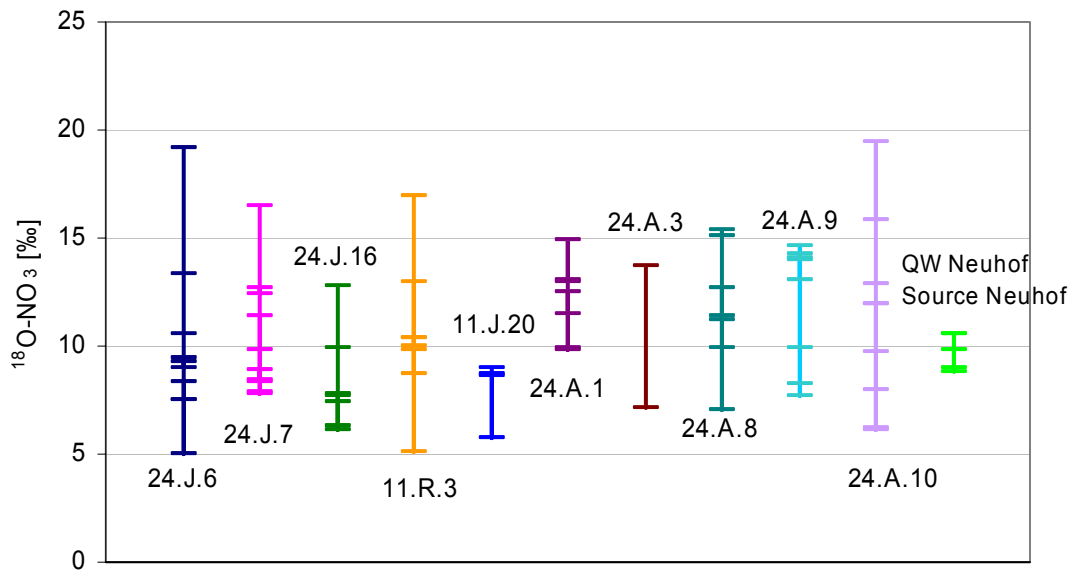


Abb. 3.5.4.3: O-Isotopenbereiche im Grundwasser.
 Fig. 3.5.4.3: Plages des isotopes O dans les eaux souterraines.

3.6 ERGEBNISSE DER OBERFLÄCHENWASSER-PROBEN

Der Hauptgrundwasserstrom wird zu einem grossen Teil von der Birse gespeist. Die beiden andern Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet, der Leibach und der Dorfbach, haben nur einen sehr geringen Einfluss auf das Grundwasser. Die beiden Bäche entwässern die landwirtschaftlich intensiv genutzten Hügel westlich vom Untersuchungsgebiet, die durch Lössböden charakterisiert sind. Im Bereich der Schot-

3.6 RÉSULTATS DES PRÉLÈVEMENTS D'EAU SUPERFICIELLE

Le courant souterrain principal est alimenté en grande partie par la Birse. Dans la zone d'étude, les deux autres cours d'eau, le Leibach et le Dorfbach ont une très faible influence sur l'eau souterraine. Les deux ruisseaux drainent les collines situées à l'ouest de la zone d'étude, qui sont caractérisées par des sols sur loess. Au niveau des sols alluviaux, les deux ruisseaux passent en souterrain

terböden sind die beiden Bäche eingedohlt. Die Lössböden dieser Hügel werden landwirtschaftlich intensiv genutzt. Bei starken Niederschlagsereignissen kann Nitrat in die beiden Bäche ausgewaschen werden. Wegen des geringen Abflusses der Bäche (Leibach 2 L/s, Dorfbach 7 L/s) kann der Nitratreintrag ins Grundwasser über diese kleinen Oberflächengewässer als gering angenommen werden. Weiter wurden die Versickerungsstellen der beiden Drainagesysteme Tannmatt und Butthollen untersucht. Tannmatt entwässert das Landwirtschaftsgebiet südlich des Untersuchungsgebietes, das Wasser bei Butthollen ist Drainagewasser aus den westlich gelegenen Hügeln (Abb. 1.2.1).

3.6.1 NITRATKONZENTRATION IN DEN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Beim Konzentrationsverlauf der Birs und der kleineren Bäche Dorfbach und Leibach waren keine saisonalen Schwankungen erkennbar. Die Nitratkonzentrationen der Birs zeigten konstante Werte bei etwa 14 mg/l. Bei den anderen beprobten Oberflächengewässern wurden nach starken Niederschlagsereignissen kurze Nitratspitzen gemessen, besonders ausgeprägt beim Leibach. Während bei der Entnahmestelle Leibach oben der Nitratgehalt normalerweise zwischen 20 und 30 mg/l lag, zeigten die Entnahmestellen Leibach unten sowie Dorfbach oben und unten Gehalte zwischen 10 und 20 mg/l (siehe Abb. 3.6.1.1). Die Unterschiede der Nitratkonzentrationen bei den Entnahmestellen Leibach oben und Leibach unten sind auf Denitrifikation zurückzuführen. In den beiden Drainagesystemen Butthollen und Tannmatt wurden sehr tiefe Konzentrationen gemessen. Mit Ausnahme der leicht erhöhten Werte während der Wintermonate, lagen die Messwerte um 10 mg/l. Bei der Entnahmestelle Tannmatt Weiher waren die Konzentrationen in Folge von Denitrifikation nochmals etwas tiefer.

dans une conduite enterrée. Ces collines sont caractérisées par des sols sur loess et elles sont utilisées intensivement à des fins agricoles. Lors de fortes précipitations, les nitrates lessivés peuvent se retrouver dans les ruisseaux. L'introduction de nitrates dans l'eau souterraine par ces petits cours d'eau superficiels peut être supposée comme faible au vu de leur faible débit (Leibach 2 l/s, Dorfbach 1/s). Les points d'infiltration des deux réseaux de drainage Tanmatt et Butthollen ont aussi été étudiés. Le Tanmatt draine la zone agricole située au sud de la zone d'étude, l'eau de drainage du Butthollen provient des collines situées à l'ouest (Fig. 1.2.1).

3.6.1 CONCENTRATIONS EN NITRATES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES

L'évolution des concentrations en nitrates de la Birse et des petits ruisseaux Dorfbach et Leibach ne présentent pas de variation saisonnière. Les concentrations en nitrates de la Birse sont constantes et voisines de 14 mg/l. Après de fortes précipitations, les autres eaux superficielles analysées présentent de courtes pointes de concentrations en nitrates, particulièrement marquées sur le Leibach. Alors que les teneurs en nitrates des deux points de prélèvements Leibach-amont se situent normalement entre 20 et 30 mg/l, les stations Leibach-aval et Dorfbach-amont montrent des teneurs entre 10 et 20 mg/l (Fig. 3.6.1.1). Les différences de concentrations entre les points de prélèvements Leibach-amont et Leibach-aval sont attribuables à la dénitrification. Dans les deux réseaux de drainage Butthollen et Tanmatt, des concentrations très basses ont été mesurées, autour de 10 mg/l, à l'exception de valeurs légèrement en hausse durant les mois d'hiver. Au niveau du point de prélèvements de l'étang Tannmatt, les concentrations sont encore plus basses, à cause de la dénitrification.

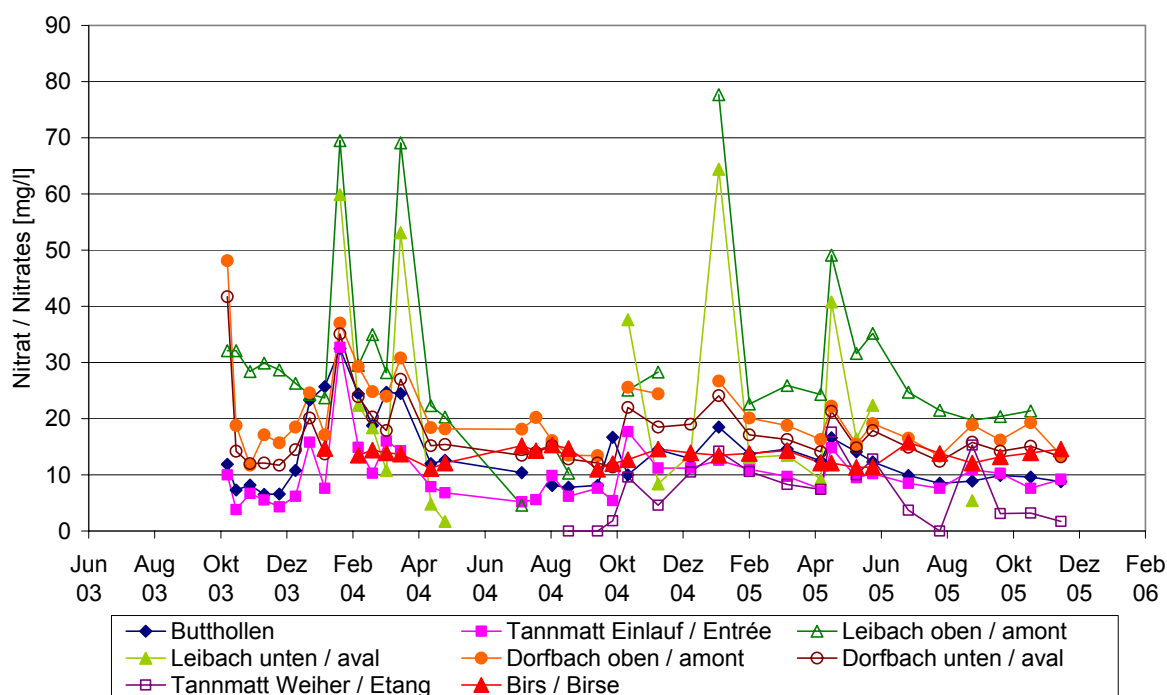


Abb. 3.6.1.1: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen in den Oberflächengewässern und der Quelle Neuhof.
 Fig. 3.6.1.1: Evolution temporelle des concentrations en nitrates dans les eaux superficielles et dans la source Neuhof.

3.6.2 CHLORID- UND SULFATKONZENTRATION IN DEN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Sowohl bei den Chlorid-, als auch bei den Sulfatkonzentrationen waren keine saisonalen Schwankungen festzustellen. Die Konzentrationsverläufe waren abgesehen von einzelnen Spitzen und einer markanten Reduktion ziemlich konstant (Abb. 3.6.2.1, Abb. 3.6.2.2). Das Drainagesystem Butthollen zeigt bei den Chlorid- und Sulfatkonzentrationen erhöhte Werte im Vergleich zu den anderen Oberflächengewässern. Nach starken Niederschlagsereignissen und damit verbundenem erhöhten Abfluss, gingen die Sulfat- und Chloridkonzentrationen bei Butthollen zurück (z.B. Jan. 04 und Apr. 04), während die Nitratkonzentrationen anstiegen.

3.6.2 CONCENTRATIONS EN CHLORURES ET EN SULFATES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES

Ni les concentrations en chlorures, ni les concentrations en sulfates ne présente de variation saisonnière. En dehors de quelques pics isolés et d'une diminution marquée, l'évolution des concentrations est assez constante (Fig. 3.6.2.1 et 3.6.2.2). Le réseau de drainage Butthollen montre des concentrations en chlorures et en sulfates élevées par rapport aux autres eaux superficielles. Après de fortes précipitations et l'augmentation du débit qui en résulte, les concentrations en chlorures et en sulfates diminuent au Butthollen (p. ex. en janvier et en avril 2004), alors que les concentrations en nitrates augmentent.

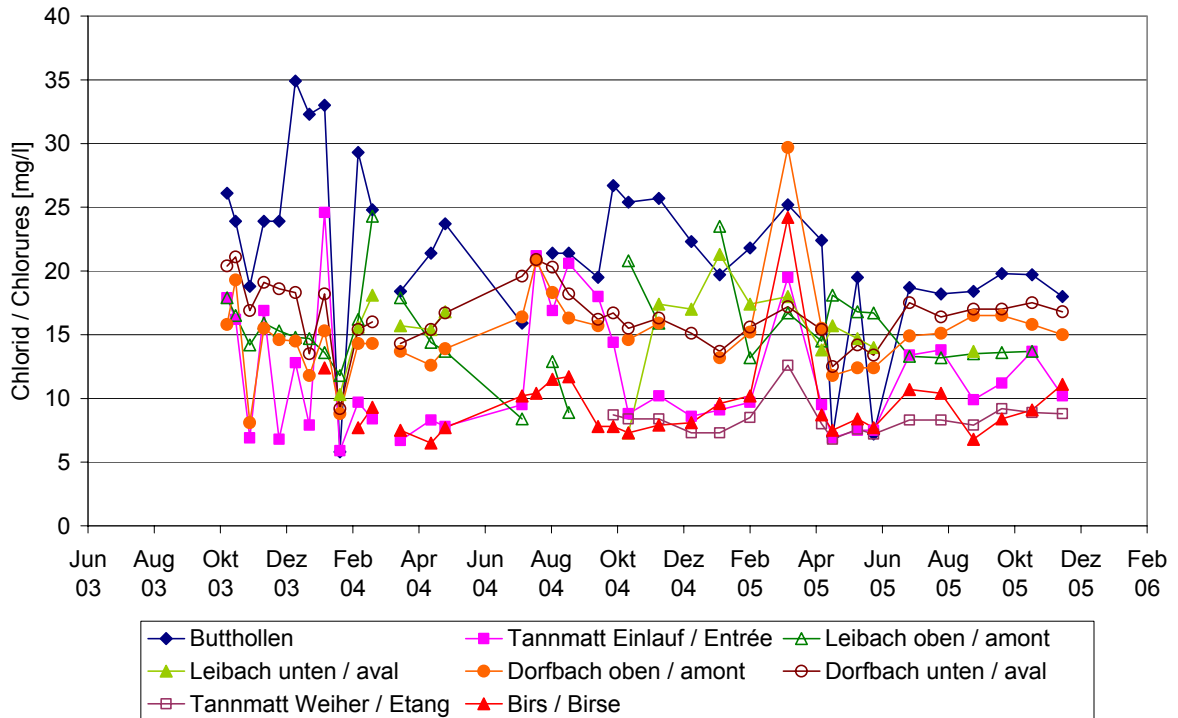


Abb. 3.6.2.1: Zeitlicher Verlauf der Chloridkonzentrationen im Oberflächenwasser.
 Fig. 3.6.2.1 : Evolution temporelle des concentrations en chlorures dans les eaux superficielles.

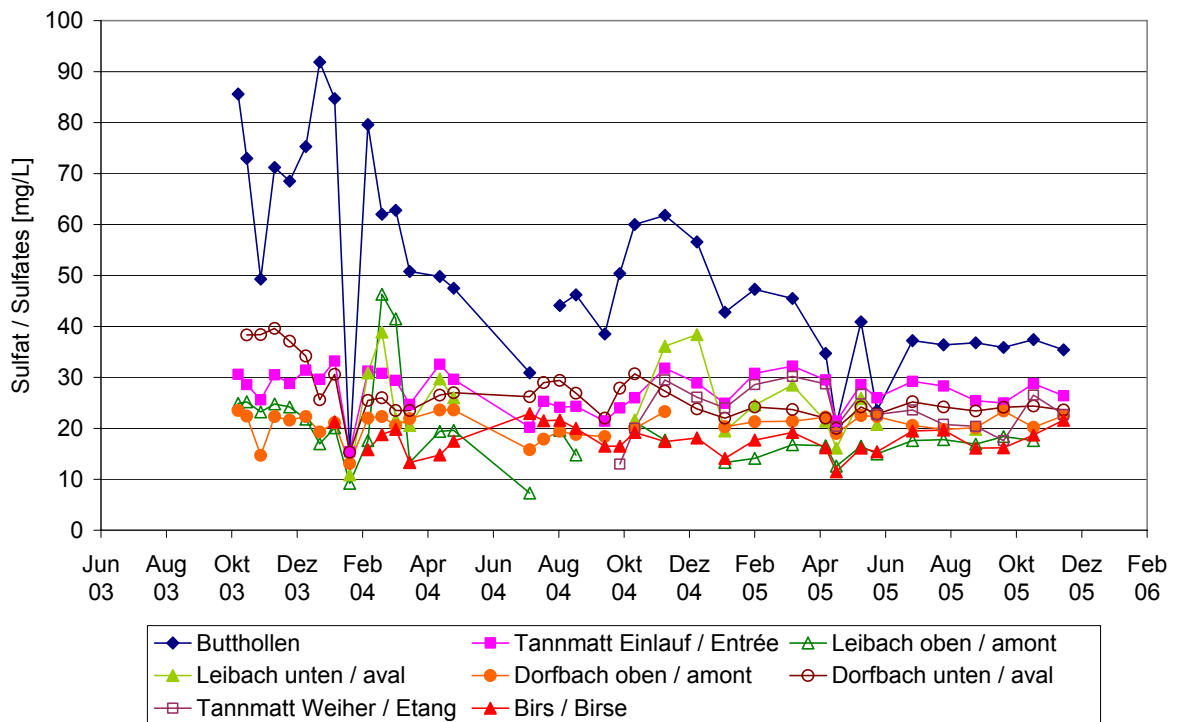


Abb. 3.6.2.2: Zeitlicher Verlauf der Sulfatkonzentration im Oberflächenwasser.
 Fig. 3.6.2.2 : Evolution temporelle des concentrations en sulfates dans les eaux superficielles.

3.6.3 ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT IN DEN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Im Gegensatz zum Grundwasser war die Nitratkonzentration beim Oberflächenwasser nicht die bestimmende Grösse der elektrischen Leitfähigkeit. Es gibt keine Korrelation zwischen den Nitratkonzentrationen und der elektrischen Leitfähigkeit. Bei den Nitratkonzentrationsspitzen, die stets mit starken Niederschlagsereignissen zusammenfielen, war eher eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zu beobachten. Das Nitrat wurde vermutlich selektiv ausgewaschen und der grosse Anteil an Niederschlagswasser bewirkte einen Rückgang der elektrischen Leitfähigkeit.

3.6.4 ISOTOPE IN DEN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Die Isotopenverhältnisse, welche in den verschiedenen Oberflächengewässern gemessen wurden, befinden sich mit Ausnahme von vier Ausreissern alle in einem ähnlichen Bereich (siehe Abb. 3.6.4.1). Die stark erhöhten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte wurden alle im Herbst 2003 gemessen. Dies könnte im Zusammenhang mit dem trockenen Sommer stehen. Dasselbe kann in abgeschwächter Form auch im Grundwasser beobachtet werden. Die Nitratkonzentrationen waren zu diesem Zeitpunkt nicht erhöht. Als Hauptquelle des Nitrats in den Oberflächengewässern kann Mineraldünger angenommen werden. Dafür sprechen hauptsächlich die relativ hohen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte. Bei Tannmatt sind die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte tendenziell höher als bei den übrigen Messstellen. Ausgehend von der Hauptquelle Mineraldünger, könnte dies auf eine Denitrifikation hinweisen.

3.6.3 CONDUCTIVITE ELECTRIQUE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES

Contrairement aux eaux souterraines, les concentrations en nitrates des eaux superficielles ne sont pas déterminantes pour la grandeur de la conductivité électrique. Il n'y a pas de corrélation entre les concentrations en nitrates et la conductivité électrique. Une baisse de la conductivité électrique serait même plutôt observée lors des pointes de concentrations en nitrates, qui correspondent toujours aux fortes précipitations. Les nitrates semblent être lessivés préférentiellement et la plus grande partie de l'eau précipitée provoque une diminution de la conductivité électrique.

3.6.4 LES ISOTOPES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES

Les compositions isotopiques mesurées dans les différentes eaux superficielles se trouvent toutes dans la même plage, en dehors de quatre valeurs exceptionnelles (Fig. 3.6.4.1). Les valeurs élevées de $\delta^{15}\text{N}$ sont toutes mesurées à l'automne 2003. Elles pourraient être reliées à l'été sec précédant, ce qui avait aussi été observé dans les eaux souterraines, mais sous une forme atténuée. A cette date, les concentrations en nitrates n'étaient pas en hausse. Les engrais minéraux sont supposés être la principale source de nitrates dans les eaux superficielles. Les valeurs relativement élevées de $\delta^{18}\text{O}$ prèchent avant tout pour cette origine. A Tannmatt, les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ ont tendance à être plus élevées que sur les autres stations de mesures. Cela peut indiquer une dénitrification à partir de la source principale des engrais minéraux.

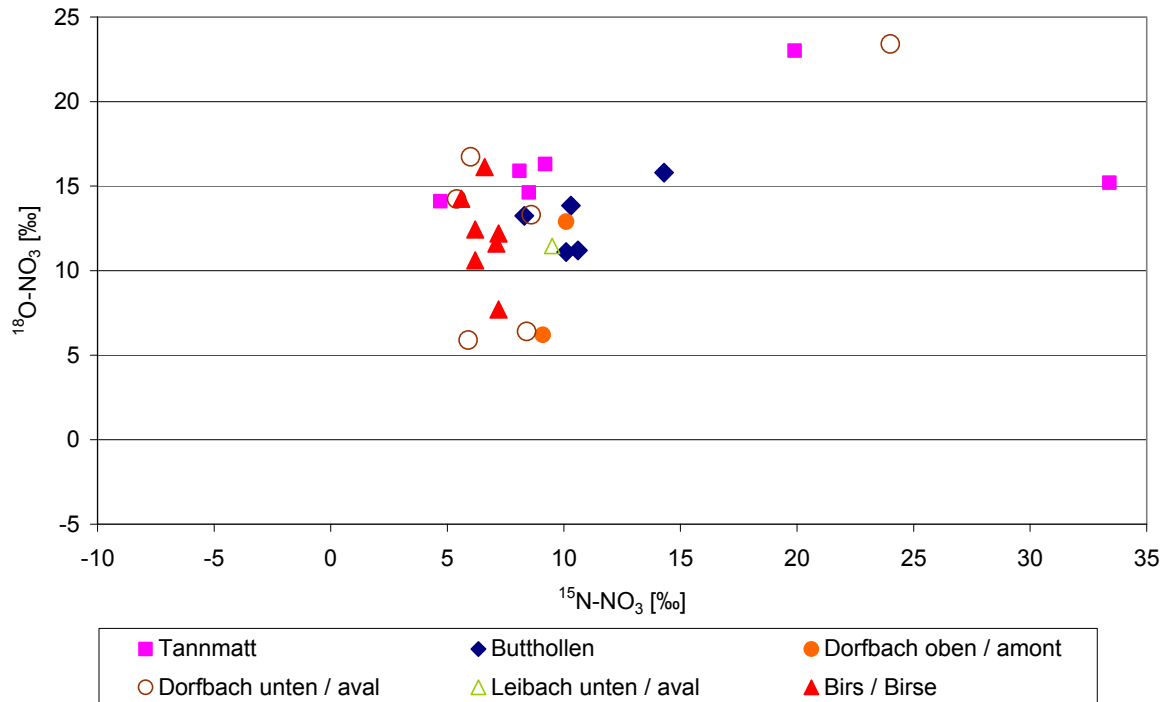


Abb. 3.6.4.1: Isotopenzusammensetzung von Nitrat aus den Oberflächengewässern.
 Fig. 3.6.4.1: Composition isotopique des nitrates dans les eaux souterraines.

Die Birs zeigt bei den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten eine sehr kleine Streuung (Abb. 3.6.4.2), beim $\delta^{18}\text{O}$ waren die Unterschiede zwischen den einzelnen Messwerten grösser (Abb. 3.6.4.3). Die grossen Schwankungen der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bei Tannmatt und der Messstelle Dorfbach unten lassen vermuten, dass das ausgewaschene Nitrat sowohl von Hofdünger oder Abwasser als auch von Mineraldünger stammt.

La Birse présente une très faible dispersion des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (Fig. 3.6.4.2) et des différences plus grandes entre les mesures de $\delta^{18}\text{O}$ (Fig. 3.6.4.3). Les variations importantes de $\delta^{15}\text{N}$ à Tannmatt et sur la station de mesures Dorfbach-aval font supposer que les nitrates lessivés proviennent aussi bien d'engrais organiques ou d'eaux usées, que d'engrais minéraux.

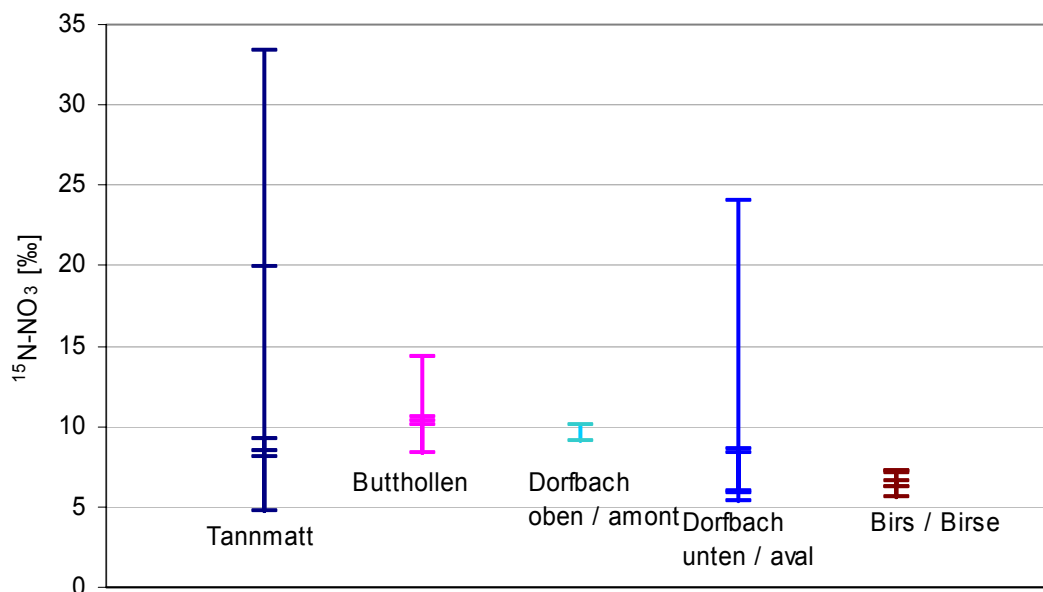


Abb. 3.6.4.2: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopenbereiche im Oberflächenwasser.
 Fig. 3.6.4.2: Plages des isotopes $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux superficielles.

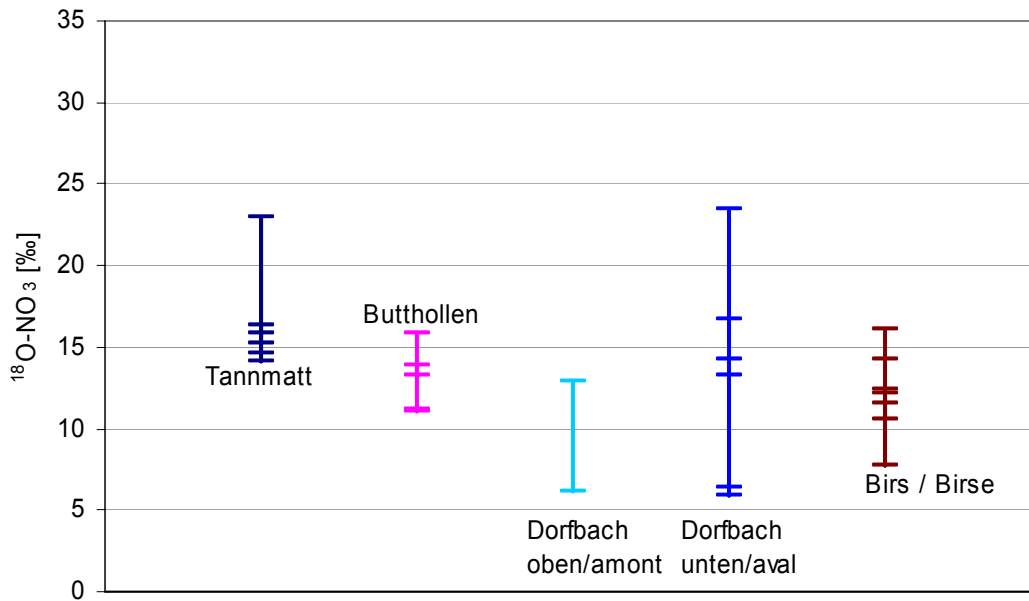


Abb. 3.6.4.3: Die $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenbereiche im Oberflächenwasser.
 Fig. 3.6.4.3: Plages des isotopes $\delta^{18}\text{O}$ dans les eaux superficielles.

3.7 NITRATVERLAGERUNG INS GRUNDWASSER

Zwischen den gemessenen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser, entnommen in 60 cm Tiefe, und denjenigen im Grundwasser, Flurabstand in rund 25 m Tiefe, gibt es grosse Unterschiede (Tab. 3.7.1). Die Konzentrationsabnahme kann mit Verdünnungseffekten durch zufließendes nitratarmses Wasser oder mit Denitrifikation erklärt werden. Vermutlich sind beide Prozesse beteiligt. Über die bei der Nitratmodellierung ausgeschiedenen Teil-einzugsgebiete der randlichen westlichen Zuflüsse kann jedoch kaum nitratarmses Wasser zufließen, da diese Gebiete ebenfalls landwirtschaftlich genutzt werden. Für eine reine Denitrifikation scheinen die Konzentrationsunterschiede von 145 mg/l im Bodenwasser und 31 mg/l im Grundwasser ebenfalls eher zu gross.

Nimmt man an, dass der Nitratrückgang vom Boden ins Grundwasser nur aufgrund der Denitrifikation stattfindet, kann über die Isotopenanalysen nach MARIOTTI et al. (1981) und OSTROM et al. [2002] ein isotopischer Anreicherungsfaktor ϵ von $-2,9\text{‰}$ berechnet werden. Dieser liegt noch im Bereich von anderen Studien von $\epsilon = 0$ - -75‰ [OSTROM et al. 2002]. Dies würde bedeuten, dass rund 80% des Nitrates aus der Bodenzone durch Denitri-

3.7 TRANSFERT DES NITRATES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Les concentrations en nitrates mesurées dans l'eau du sol prélevée à 60 cm de profondeur, et celles mesurées dans les eaux souterraines à environ 25 m de profondeur, sont très différentes (Tab. 3.7.1). La baisse de concentration peut être expliquée par des effets de dilution provenant d'apport d'eau peu nitraté ou par dénitrification. Les deux processus semblent associés. Toutefois, le sous-bassin versant de la bordure ouest avec ses apports latéraux peut difficilement fournir de l'eau peu nitraté, car ce secteur, délimité dans le cadre de la modélisation des nitrates, est aussi une zone d'agriculture intensive. Les différences de concentrations, de 145 mg/l dans l'eau du sol et de 31 mg/l dans l'eau souterraine, semblent également trop grandes.

En supposant que la baisse des nitrates entre le sol et l'eau souterraine ne provient que de la dénitrification, les analyses isotopiques permettent selon MARIOTTI et al. (1981) et selon OSTROM et al. [2002], de calculer un coefficient d'enrichissement isotopique ϵ de $-2,9\text{‰}$. Celui-ci se situe encore dans la plage de 0 à -75‰ d'autres travaux [OSTROM et al. 2002]. Ce résultat signifie qu'environ 80% des nitrates présents dans le sol seraient dé-

fikation abgebaut worden wäre. In Feldstudien, die unseren Versuchen vergleichbar sind [VOERKELIUS 1990; BÖTTCHER et al. 1990, SMITH et al. 1991], wurden allerdings Werte von ε von -15% berechnet, was in unserem Fall lediglich zu einer Reduktion des Nitrates im Bodenwasser durch Denitrifikation um 25% auf 109 mg/l NO₃ führen würde. Um die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erreichen, müsste daher eine Verdünnung stattfinden.

Ein anderer Ansatz von KÖHNE und WENDLAND (1992), der auch im Modell STOFFBILANZ [GEBEL et al. 2005] angewendet wird, beruht auf der Berechnung der flächenbezogenen Denitrifikationsrate D_B in Abhängigkeit des Nitratstickstoffgehaltes des Bodens (c_B):

$$D_B = D_{Bmax} * \frac{c_B}{c_B + K_B} \quad \text{und} \\ c_B = \frac{N_{\text{üs}}}{r_B}$$

wobei D_{Bmax} die maximale Denitrifikationsrate, $N_{\text{üs}}$ der flächenbezogene Stickstoffüberschuss, r_B eine Konstante (Wert 7,5) und K_B eine Konstante in Abhängigkeit des Bodentyps ist. In unserem Fall ist D_{Bmax} 10 oder 30 kg N/ha a für eher ungünstige, respektive mittelmässige Denitrifikationsbedingungen und K_B 2,5 oder 4,0 kg N/ha a ebenfalls für eher geringe oder mittlere Denitrifikation. Auf den ackerbaulich genutzten Flächen in Reinach ist durchschnittlich mit einem Stickstoffüberschuss $N_{\text{üs}}$ von 45 kg N/ha a zu rechnen, was zu einer Denitrifikationsrate D_B von 7 bis 18 kg N/ha a führt. Mit Hilfe der Wasserbilanz, berechnet nach Haude (siehe Grundwassermodell), die eine mittlere Grundwasseranreicherung von 340 L/m² vorsieht, errechnet sich eine Nitratkonzentration im Grundwasser von 34,9 mg/l NO₃ bis 49,0 mg NO₃/L.

Bei der Annahme einer mässigen Denitrifikation in der ungesättigten Zone ergibt sich nach obiger Berechnung ein Nitratgehalt des Grundwassers, der den gemessenen Werten sehr nahe kommt. Nach dieser Berechnung ist die Denitrifikation in unserem Untersuchungsgebiet für rund 40% des Nitratabbaus verantwortlich.

composés par la dénitrification. Lors d'études de terrain comparables aux nôtres [VOERKELIUS 1990; BÖTTCHER et al. 1990, SMITH et al. 1991] des valeurs de ε de - 15 ‰ ont cependant été calculées, ce qui dans notre cas, conduirait à une réduction des nitrates dans l'eau du sol par dénitrification de seulement 25%, soit une teneur en nitrates de 109 mg/l. Afin d'atteindre les concentrations en nitrates mesurées dans l'eau souterraine, il faut donc faire appel à des processus de dilution.

Une autre estimation de KÖHNE und WENDLAND (1992), qui est également employée dans le modèle STOFFBILANZ [GEBEL et al. 2005], repose sur le calcul du taux de dénitrification surfacique (D_B) en fonction de la teneur en azote du sol (c_B):

$$D_B = D_{Bmax} * \frac{c_B}{c_B + K_B} \quad \text{et} \\ c_B = \frac{N_{\text{üs}}}{r_B}$$

où D_{Bmax} est le taux de dénitrification maximal, $N_{\text{üs}}$ le surplus d'azote surfacique, r_B une constante ($r_B = 7,5$) et K_B une constante fonction du type de sol. Dans notre cas, D_{Bmax} est compris entre 10 et 30 kg N/ha/an, soit des conditions de dénitrification plutôt défavorables ou modérées et K_B est compris entre 2,5 et 4,0 kg N/ha/an, soit également une dénitrification faible ou moyenne. Pour les surfaces cultivées de Reinach, le surplus d'azote surfacique $N_{\text{üs}}$ calculé est en moyenne de 45 kg N/ha/an, ce qui conduit à un taux de dénitrification D_B de 7 à 18 kg N/ha/an. Avec le bilan hydrique, calculé selon Haude (cf. la modélisation hydrogéologique), qui prévoit une recharge moyenne de la nappe de 340 l/m², la concentration en nitrates résultante dans les eaux souterraines est comprise entre 34,9 et 49,0 mg/l.

En supposant une dénitrification modérée dans la zone non saturée, la teneur en nitrates de l'eau souterraine obtenue par le calcul précédent s'approche beaucoup des valeurs mesurées. D'après ce calcul, la dénitrification est responsable d'environ 40% de la décomposition des nitrates dans notre zone d'étude.

Tab. 3.7.1: Parameter zur Berechnung der Denitrifikation im Untersuchungsgebiet Reinach.

Tab. 3.7.1 : Paramètres pour le calcul de la dénitrification dans la zone d'étude de Reinach.

Parameter Paramètre	Wert / Valuer	Bemerkung / Remarque
N_{is}	45 kg N/ha a	
D_{Bmax}	10 oder 30 kg N/ha a	Geringe oder mässige Denitrifikationsbedingungen <i>Conditions de dénitrification faibles ou modérées</i>
K_B	2,5 oder 4,0 kg N/ha a	Geringe oder mässige Denitrifikationsbedingungen <i>Conditions de dénitrification faibles ou modérées</i>
GW-Anreicherung <i>Recharge artificielle</i>	340 mm/a	
NO_3 Bodenwasser <i>NO₃ eau du sol</i>	145 mg/l	Median aus allen Bodenwassermessungen <i>Médiane de l'ensemble des mesures de l'eau du sol</i>
NO_3 Grundwasser <i>NO₃ nappe</i>	31 mg/l	Median aus den Grundwassermessungen im westlichen Einzugsgebiet / <i>Médiane des mesures de l'eau souterraine du bassin versant ouest</i>

Ein dritter Ansatz zur Berechnung der Nitratfrachten vom Boden ins Grundwasser wurde von der ARAA vorgeschlagen. Der Vorschlag beruht auf der Berücksichtigung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) zur Berechnung der Wasserbilanz und schlussendlich zur Quantifizierung der Nitratfracht. Man kann davon ausgehen, dass aus dem Boden nur Wasser in tiefer liegende Schichten versickert, wenn der Wassergehalt im Boden den Wert der nFK überschritten hat. Ansonsten verbleibt das Wasser im Bodenspeicher und kann von da wieder verdunsten.

In Abb. 3.7.1 ist der Zusammenhang der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser und der Nitratfracht aufgezeigt. Bei hohen Konzentrationen an Nitrat muss nicht unbedingt Nitrat ausgewaschen werden. Aus Abb. 3.7.1 kann jedoch entnommen werden, dass in unserer Studie bei hohen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser Nitrat sehr wohl ausgewaschen wird. Die bei einer nFK von 50 mm berechnete Nitratfracht, entspricht im Jahr 2004 95 kg N/ha a und im Jahr 2005 28 kg N/ha a, was Nitratkonzentrationen im Grundwasser von 129 mg/l NO_3 respektive 67 mg/l NO_3 ergeben würde. Über die gesamte Beobachtungsdauer von August 2003 bis November 2005 erhält man Nitratkonzentrationen im Grundwasser von 159 mg NO_3 /L. Dieser im Vergleich zu den Jahren 2004 und 2005 hohen Werte resultieren aus der Auswaschungsphase im Jahr 2003. Um von diesen berechneten Nitratkonzentrationen zu den effektive gemessenen Konzentrationen im Grundwasser zu gelangen, muss eine Verdünnung oder eine Denitrifikation stattfinden.

Un troisième mode de calcul du lessivage des nitrates entre le sol et la nappe a été proposé par l'AARA. La proposition repose sur la prise en compte de la capacité au champ (nFK) dans le calcul du bilan hydrique et dans la quantification finale du lessivage des nitrates. Cette évaluation postule que l'eau du sol peut s'infiltrer vers des couches plus profondes, seulement si la teneur en eau du sol a dépassé la valeur de nFK. Dans le cas contraire, l'eau reste stockée dans le sol, d'où elle peut à nouveau s'évaporer.

La figure 3.7.1 présente la relation existant entre les concentrations en nitrates dans l'eau du sol et le lessivage des nitrates. A des concentrations en nitrates élevées ne doit pas forcément correspondre un lessivage des nitrates. A partir de la figure 3.7.1, il est cependant visible que, dans le cadre de notre étude, les nitrates sont très facilement lessivés lorsque les concentrations en nitrates de l'eau du sol sont élevées. Le lessivage des nitrates calculé pour un nFK de 50 mm correspond à 95 kg N/ha en 2004 et à 28 kg N/ha en 2005, ce qui donnerait une concentration en nitrates dans l'eau souterraine de respectivement 129 et 67 mg/l. Sur l'ensemble de la période d'observation, de août 2003 à novembre 2005, la concentration en nitrates obtenue est de 159 mg/l, une valeur élevée par rapport à 2004 et 2005, qui résulte de la phase de lessivage de 2003. Afin de passer de ces concentrations en nitrates calculées aux concentrations effectivement mesurées dans l'eau souterraine, il faut faire intervenir une dilution ou une dénitrification.

Mit den neu berechneten Nitratkonzentrationen im Grundwasser können die isotopischen Anreicherungs-faktoren für die Jahre 2004 und 2005 zu $\varepsilon = -3.2\text{‰}$ respektive $\varepsilon = -5.9\text{‰}$ berechnet werden. Beide Werte sind eher gross im Vergleich zu anderen Feldstudien. Das heisst, es müsste eine markante Denitrifikation geben mit geringer Anreicherung der schweren Isotope.

Avec les nouvelles concentrations en nitrates calculées dans l'eau souterraine, les coefficients d'enrichissement isotopique ont pu être calculés pour 2004 ($\varepsilon = -3,2 \text{‰}$) et 2005 ($\varepsilon = -5,9 \text{‰}$). Les deux valeurs sont plutôt élevées par rapport à d'autres études de terrain. Cela signifie qu'une dénitrification marquée a eu lieu avec un faible enrichissement en isotopes lourds.

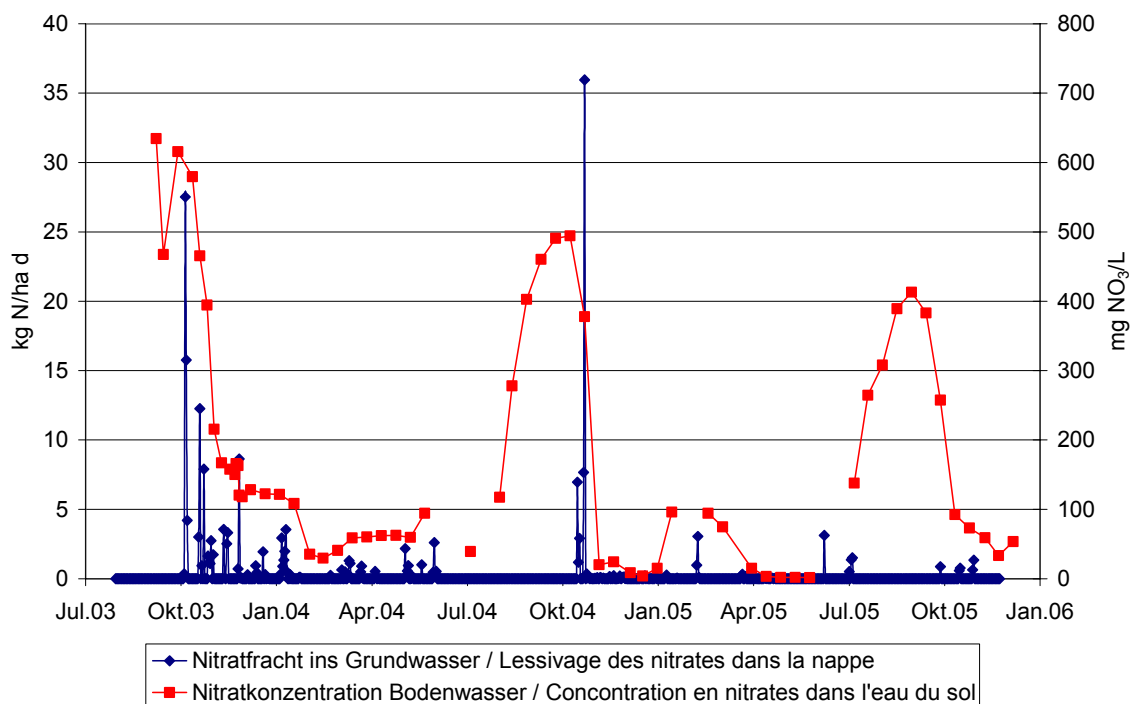


Abb. 3.7.1: Nitratfracht aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Bodenwasser am Beispiel des Standortes Raps. Nitrat wird dann ausgewaschen, wenn die Nitratfracht grösser als Null ist. Die Nitratfracht wurde für eine nutzbare Feldkapazität nFK von 50 mm dargestellt. Bei grösseren Werten von nFK wird die Fracht geringer.

Fig. 3.7.1 : Lessivage des nitrates du sol et concentrations en nitrates dans l'eau du sol du site Colza. Les nitrates commencent à être lessivés à partir d'un "lessivage des nitrates" plus grand que 0. Le lessivage des nitrates est représenté pour un nFK de 50 mm. Pour des valeurs plus élevées de nFK, le lessivage est plus faible.

3.8 NITRATTRANSPORTMODELLIERUNG UND SZENARIENBERECHNUNG

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Nitrattransportmodellierung dargestellt und diskutiert. Ganglinien von gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen konnten in einer Grundwassermessstelle und in insgesamt acht Grundwasserbrunnen verglichen werden. Abbildung 3.8.1 zeigt die Ergebnisse der Grundwassermessstelle 24.J.16 und der Grundwasserbrunnen 24.A.5, 24.A.9 und 24.A.10. Dabei ist die geringe Auflösung der Nitratmessungen zu berücksichtigen. Tatsächliche maximale und minimale Nitratkonzentrationen können durch die Stichtagsbeprobungen nicht erfasst werden.

3.8 MODELISATION DU TRANSPORT DES NITRATES ET SIMULATION DE SCENARIO

Cette partie présente et discute les résultats de la modélisation du transport des nitrates. Les courbes évolutives des concentrations en nitrates mesurées et calculées peuvent être comparées pour une station de mesures de la nappe et pour un ensemble de huit puits d'eau souterraine. La figure 3.8.1 montre les résultats pour la station de mesures 24.J.16 et les puits 24.A.5, 24.A.9 et 24.A.10. La faible résolution des mesures de nitrates doit être prise en compte. Les concentrations en nitrates maximales et minimales effectives ne peuvent pas être étudiées avec des prélèvements réalisés à jours fixes.

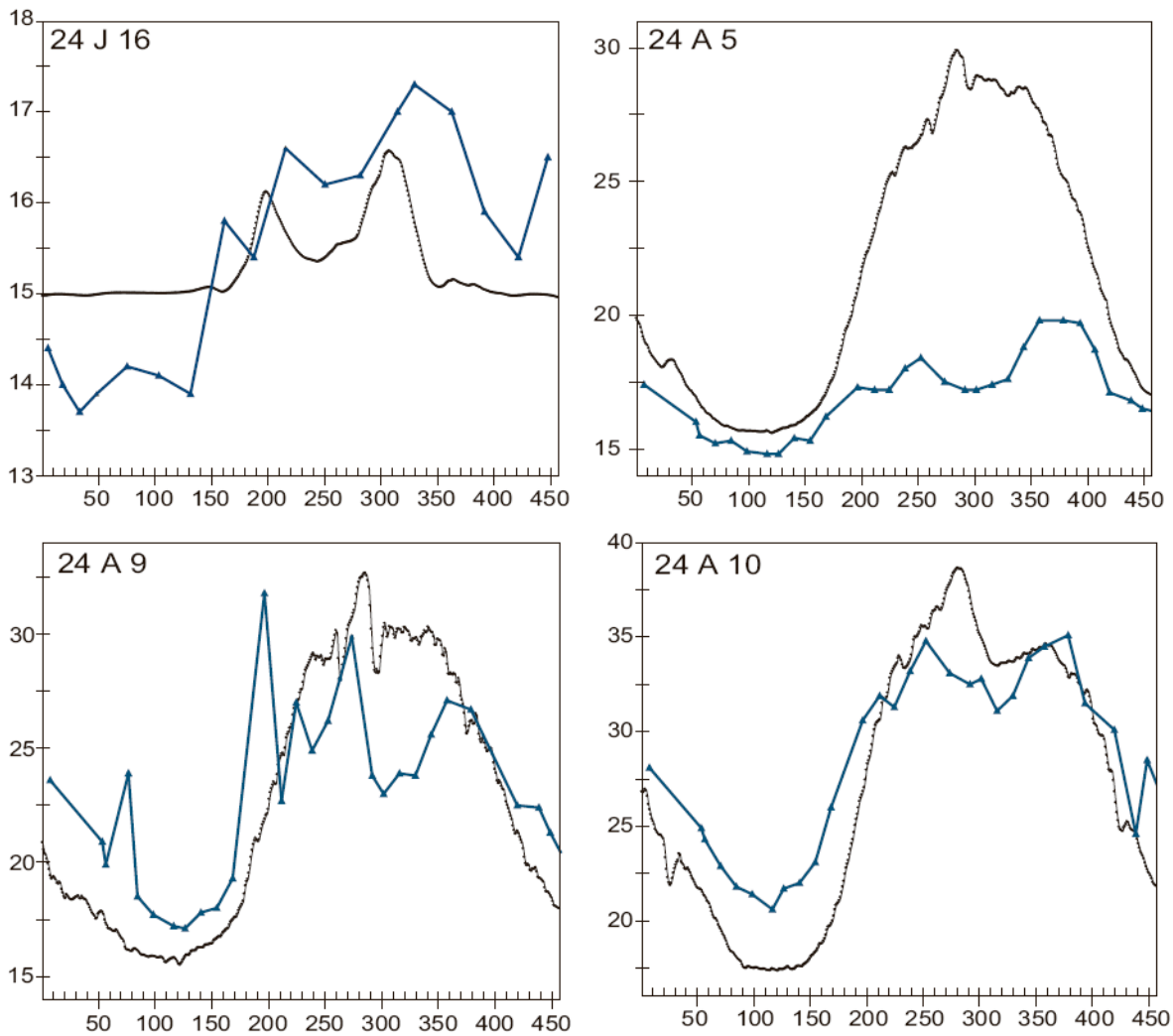


Abb. 3.8.1: Verlauf der Nitratkonzentrationen in mg/l NO_3 über den modellierten Zeitraum von 458 Tagen (schwarz: berechnet; blau: gemessen).
 Fig. 3.8.1 : Evolution des concentrations en nitrates en mg/l NO_3 sur la période modélisée de 458 jours (noir : calculé ; bleu : mesuré).

Die Ergebnisse in Grundwassermessstelle 24.J.16 zeigen, dass Nitratkonzentrationen tendenziell zu gering berechnet werden. Die Nitratmaxima werden gut nachgebildet wobei sie den gemessenen Werten um ca. 20 Tage vorseilen.

Bei Grundwasserbrunnen 24.A.5 ist lediglich der Jahresverlauf von berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen vergleichbar. Insgesamt werden die Nitratkonzentrationen etwa um 10 mg/l NO_3 und mehr zu hoch berechnet. Der Einfluss des modellierten westlichen Nitratreintrags ist deshalb bei diesem Grundwasserbrunnen zu hoch.

Gute Übereinstimmung findet man bei Grundwasserbrunnen 24.A.9 und vor allem bei Grundwasserbrunnen 24.A.10. Sowohl der Jahresverlauf, als auch einzelne Nitratkonzentrationsmaxima werden sehr gut

Les résultats de la station de mesures 24.J.16 montre que les concentrations en nitrates ont tendance à être sous-estimées. Les maximums sont bien reproduits, tout en précédant les valeurs mesurées d'environ 20 jours.

Au puits d'eau souterraine 24.A.5, les évolutions annuelles des concentrations en nitrates calculées et mesurées sont comparables. Dans l'ensemble, les concentrations en nitrates sont surestimées d'environ 10 mg/l et plus. Les apports de nitrates simulés depuis l'ouest ont une influence trop élevée au niveau de ce puits d'eau souterraine.

De bonnes concordances se rencontrent au puits d'eau souterraine 24.A.9 et surtout au puits d'eau souterraine 24.A.10. L'évolution annuelle, comme les maximums de concentrations en ni-

nachgebildet. Eine Nitratproblematik besteht vor allem bei diesen Grundwasserbrunnen. Da das Transportmodell in diesem Bereich gute Ergebnisse liefert, kann es für dieses Teilgebiet als zuverlässiges Prognoseinstrument für Szenarienberechnungen verwendet werden.

Abbildung 3.8.2 zeigt die flächenhafte Nitratverteilung über das Modellgebiet zu verschiedenen Zeitpunkten. Eine durchschnittliche Nitratverteilung wird am Beispiel des 24.08.2005 (Tag 420) illustriert. Die Nitratverteilung ist vergleichsweise ausgeglichen, dennoch sind relativ hohe Nitratkonzentrationen vor allem am nordwestlichen Modellrand und relativ niedrige Nitratkonzentrationen in Flussnähe zu erkennen. Diese Nitratverteilung wurde als Anfangskonzentration für die Transportmodellierung gewählt (siehe Kap. 2.5).

Maximale Nitratkonzentrationen im Modellgebiet werden am 07.02.2005 (Tag 250) erreicht. Deutlich sind die westlichen Randzuflüsse mit Nitratkonzentrationen von bis zu 50 mg/l NO₃ zu erkennen. Die Einträge hoher Nitratkonzentrationen erfolgen hauptsächlich über die Randsegmente B und E (vergleiche Kap. 2.5). Diese mischen sich in den Süd-Nord verlaufenden regionalen Hauptgrundwasserstrom ein, verbleiben aber in einem ca. 250 m breiten Band entlang des westlichen Modellrandes.

Die Darstellung vom 28.05.2005 (Tag 332) zeigt die Nitratverteilung bei einem Hochwasser in der Birs. Deutlich zu erkennen ist die Einmischung von Flusswasser mit vergleichsweise niedrigen Nitratkonzentrationen unterhalb des in der Modellmitte Trockenfallenden Bereichs (oberflächennaher Fels). Infiltriertes Flusswasser umfließt den Fels im Uhrzeigersinn und gelangt zu den Grundwasserbrunnen 24.A.1, 24.A.2 und 24.A.3.

trates, sont très bien reproduits. C'est surtout sur ces puits d'eau souterraine que les teneurs en nitrates constituent un problème. Comme le modèle de transport fournit de bons résultats dans cette zone, il peut être utilisé dans ce secteur comme outil de prévision fiable, afin de simuler des scénarios.

La figure 3.8.2 montre la répartition spatiale des nitrates sur le domaine modélisé à différentes dates. Une répartition moyenne des nitrates est fournie à la date du 24.08.2005 (jour 480). La répartition est comparativement équilibrée, avec toutefois des concentrations en nitrates relativement élevées surtout en bordure nord-ouest du modèle, et des concentrations en nitrates relativement basses à proximité de la rivière. Cette répartition des nitrates a été choisie comme concentration de départ pour la modélisation du transport (cf. chapitre 2.5).

Dans le domaine modélisé, les concentrations en nitrates maximales ont été atteintes le 07.02.2005 (jour 250). Les bordures occidentales avec des concentrations en nitrates jusqu'à 50 mg/l sont nettement reconnaissables. Les apports avec les concentrations en nitrates élevées se produisent surtout au niveau des secteurs B et E de la limite (cf. chapitre 2.5). Ils se mélangent ensuite avec le courant souterrain principal circulant sud-nord, mais restent sous forme d'une bande d'environ 250 m de large le long de la bordure ouest du modèle.

La représentation du 28.05.2005 (jour 332) montre la répartition des nitrates au cours de hautes eaux dans la Birse. Le mélange d'eau de rivière avec des eaux de concentrations en nitrates relativement basses est nettement visible à l'aval de la zone asséchée au milieu du modèle (substratum près de la surface). L'eau de rivière infiltrée contourne le substratum dans le sens des aiguilles d'une montre et arrive dans les puits d'eau souterraine 24.A.1, 24.A.2 et 24.A.3.

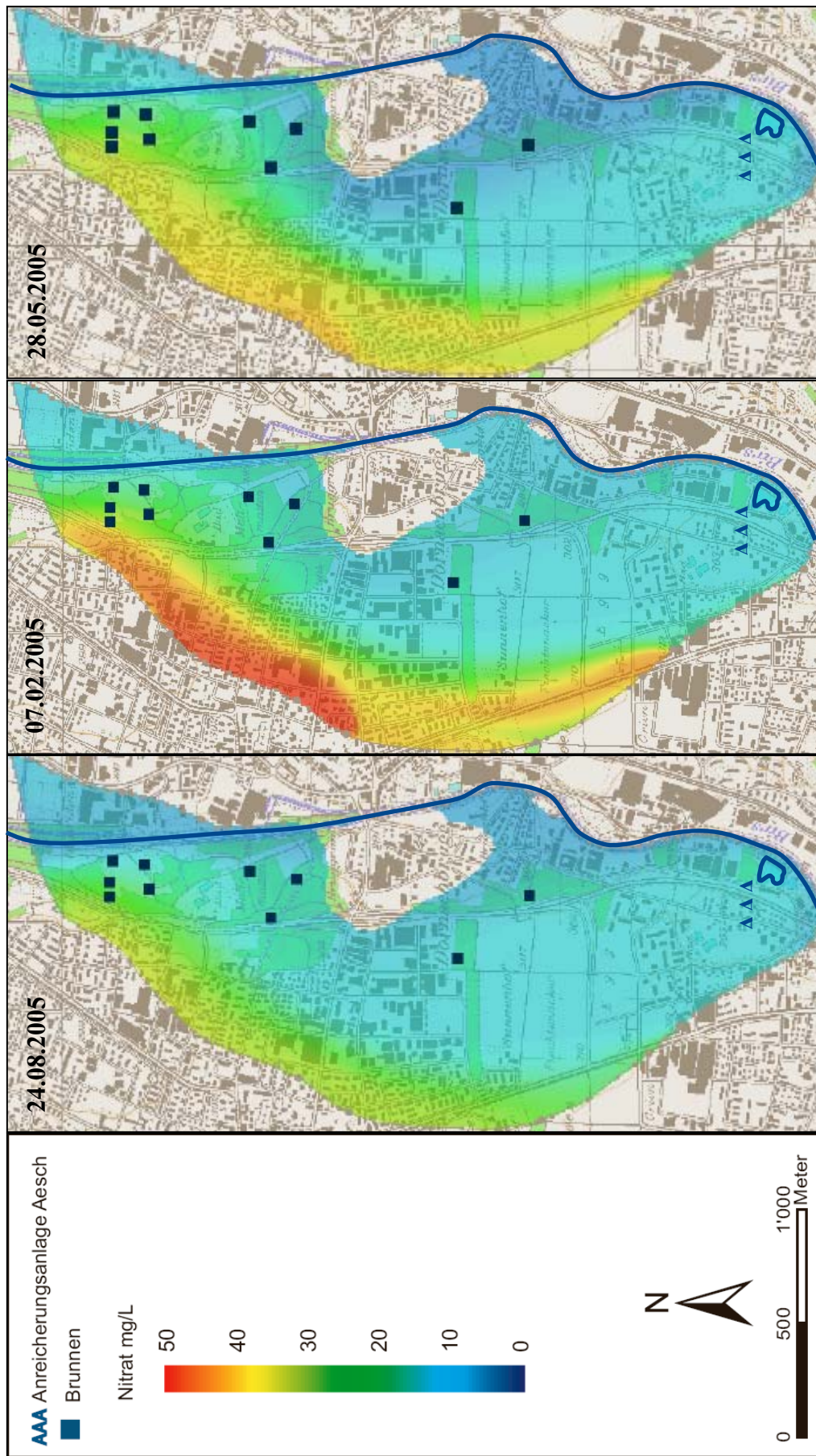


Abb. 3.8.2: Nitratverteilung im Grundwasser über das Modellgebiet zu verschiedenen Zeitpunkten.
 Fig. 3.8.2 : Répartition des nitrates dans la nappe sur le domaine modélisé à différentes dates.
 (Anreicherungsanlage Aesch : Installation d'alimentation artificielle de la nappe de Aesch, Brunnen : Puits d'eau souterraines, Nitrat : Nitrates)

Mit dem kalibrierten Transportmodell wurden Szenarienberechnung durchgeführt. Bei den Szenarienberechnungen ist zu berücksichtigen, dass nur ein Zeitraum über 458 Tage untersucht werden konnte. Dadurch ist die Beschreibung von längerfristigen Entwicklungsszenarien nur begrenzt möglich. Markierversuche haben ergeben, dass maximale Fließgeschwindigkeiten bei ca. 50 m/d liegen. Veränderungen der Nitratkonzentrationen über die westlichen Randzuflüsse sind deshalb schon nach einigen Wochen in den Grundwasserbrunnen zu beobachten. Mit dem bestehenden Nitrattransportmodell können also durchaus für den untersuchten Zeitraum Szenarien zur Nitratreduktion simuliert werden.

Aufbauend auf den Eingangsbedingungen der instationären Transportmodellierung wurde im Hinblick auf eine anzustrebende Reduktion der Nitratkonzentrationen in den von der Nitratproblematik am stärksten betroffenen Grundwasserbrunnen 24.A.10 die Randkonzentrationen so verändert, dass der von der Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV) geforderte Wert von 25 mg/l NO₃ nicht überschritten wird. Grundlage für die Szenarienberechnungen war die Annahme, dass die Grundwasserentnahmen und -anreicherungen wie im zuvor modellierten Zeitraum stattfinden.

Hierfür wurden die Konzentrationswerte am westlichen Modellrand, verglichen zu den tatsächlich gemessenen oder geschätzten Nitratkonzentrationen (siehe Tab. 2.5.3.1), um 20, 30 und 40 % reduziert. Zusätzlich wurden die Nitratkonzentrationen der dominierenden Zuflüsse der Randsegmente B und E um 40 und 50 % reduziert.

Abbildung 3.8.3 zeigt die Entwicklung der Nitratkonzentrationen in Grundwasserbrunnen 24.A.10 über den gesamten betrachteten Zeitraum für die verschiedenen Szenarien.

Erst ab einer Nitratreduktion um 40 % über den gesamten westlichen Modellrand können die Nitratwerte im Grundwasserbrunnen ganzjährig unter 25 mg/l NO₃ gehalten werden. Eine Reduktion um 30 % würde die Nitratproblematik im Brunnen über weite Bereiche des betrachteten Zeitraums abschwächen. Dagegen würde eine gezielte Nitratre-

Des simulations de scénarios ont été réalisées avec le modèle de transport étalonné. Il faut tenir compte du fait que seule une période de 458 jours a pu être analysée. La description de scénarios évolutifs sur le long terme s'en trouve donc limitée. Les traçages d'essai ont livré des vitesses maximales d'écoulement de 50 m/j. Des changements dans les concentrations en nitrates au niveau des apports de la bordure ouest sont déjà perceptibles sur les puits d'eau souterraine après quelques semaines. Le modèle de transport des nitrates a permis de simuler des scénarios de réduction des nitrates sur la période de temps étudiée.

Sur la base des conditions initiales du modèle de transport transitoire, les concentrations de bordure ont été modifiées en vue d'atteindre la réduction des nitrates sur le puits 24.A.10 le plus touché, et de telle façon que l'exigence de qualité de 25 mg/l NO₃ de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) ne soit pas dépassée. La base de calcul des scénarios s'est fondée sur l'hypothèse que les prélèvements d'eau souterraine et les quantités injectées par l'alimentation artificielle restaient identiques à la période simulée précédemment.

Dans ce but, les valeurs des concentrations sur la bordure ouest du modèle ont été réduites de 20, 30 et 40% par rapport aux valeurs mesurées ou estimées des concentrations en nitrates (Tab. 2.5.3.1). En plus, les concentrations en nitrates des apports dominants des segments B et E de la limite ont été réduits de 40 et 50%.

La figure 3.8.3 montre l'évolution des concentrations en nitrates au puits d'eau souterraine 24.A.10 sur l'ensemble de la période considérée pour les différents scénarios.

C'est seulement à partir d'une réduction des nitrates de 40% sur l'ensemble de la bordure ouest du modèle, que les teneurs en nitrates peuvent être maintenues toute l'année en dessous de 25 mg/l sur le puits d'eau souterraine. Une réduction de 30% atténuerait la problématique des nitrates au puits pendant une bonne partie de la période

duktion nur in den Randsegmenten mit den Teileinzugsgebieten B und E um 40% nahezu die gleichen Auswirkungen haben (siehe Übersichtskarte Abb. 1.2.1 in der Einleitung). Eine Reduktion der Randzuflüsse B und E um 50 % zeigt die gleichen Resultate, wie eine Nitratreduktion um 40 % der Zuflüsse über den gesamten Modellrand.

considérée. Par comparaison, une réduction des nitrates de 40 %, ciblée sur les seuls segments des sous-bassins versants B et E (Fig. 1.2.1 dans l'introduction), a les mêmes effets. Une réduction de 50 % des apports latéraux B et E donne les mêmes résultats qu'une réduction de 40 % répartie sur l'ensemble des apports latéraux du modèle.

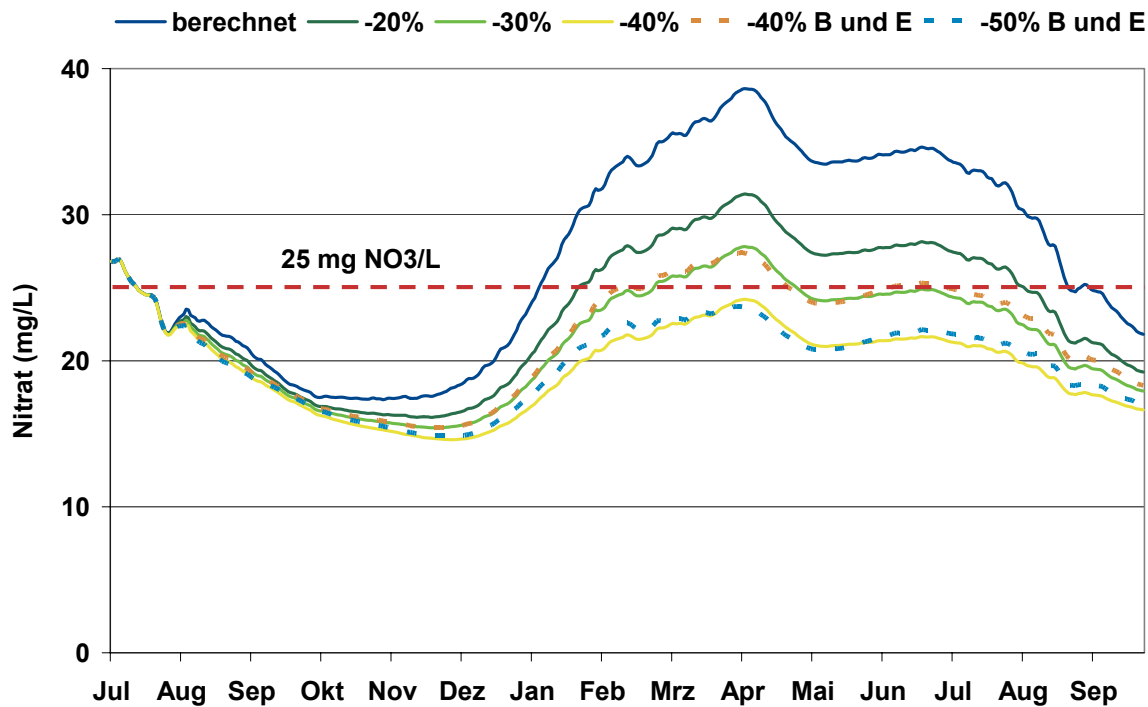


Abb. 3.8.3: Szenarienberechnungen: Die durchgezogenen Linien sind das Ergebnis einer Nitratreduktion um 20%, 30% oder 40% im gesamten westlichen Einzugsgebiet. Aufgrund der Wasserzuflüsse kann jedoch dieselbe Reduktion erreicht werden, wenn nur in den Teileinzugsgebiete B und E der Nitratreintrag reduziert wird (gestrichelte Linien).

Fig. 3.8.3 : *Calculs de scénarios : en trait continu, les résultats d'une réduction des nitrates de 20 %, 30 % ou 40 % sur l'ensemble du bassin versant ouest. En prenant en compte les apports hydriques, la même réduction peut cependant être obtenue par une réduction des apports de nitrates sur les seuls sous-bassins versants B et E (lignes tiretées).*
(Berechnet : calculé, Nitrat : nitrates)

4 Diskussion

Discussion

4.1 **BODENWASSER**

4.1.1 **EINFLUSS DER BEWIRTSCHAFTUNGSWEISE AUF DEN NITRATGEHALT UND DIE ISOTOPENZUSAMMENSETZUNG IM BODENWASSER**

ERNTE UND BODENBEARBEITUNG

Kurz vor und nach der Ernte, während langer Brachezeiten und nach der Bodenbearbeitung erhöhten sich tendenziell die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser stark. Ursachen hierfür könnten sein:

Das nachlassende Wachstum vor der Ernte und die Entfernung der oberirdischen und die Zerstörung der unterirdischen Vegetation durch die Ernte vermindern sowohl die Evapotranspiration wie auch die Nitrataufnahme durch die Pflanzen deutlich. Das Bodenwasser und das darin gelöste Nitrat werden dadurch immer weniger im Oberboden gehalten und können zunehmend in die Tiefe verlagert werden.

Ein grosser Teil des während des Wachstums der Pflanze aus dem Mineraldünger aufgenommenen Nitrats wurde nicht im landwirtschaftlich verwerteten Endprodukt (z.B. Weizenkörner, Rapssamen) gespeichert, sondern in der übrigen Pflanzenbiomasse (Blätter, Stängel, Wurzeln). Dieses Material (v.a. die Wurzeln) verbleibt nach der Ernte teilweise auf dem bzw. im Boden und wird dort mineralisiert. Dabei wird Nitrat freigesetzt und kann ausgewaschen werden. Dieser Vorgang wurde z.B. von MARY et al. (1993) für Wurzeln und Wurzel mucilage experimentell nachgewiesen, von MARY et al. (1996) in einem Review-Artikel beschrieben und von GARNIER et al. (2003) modelliert.

Die eher sandigen Böden der Untersuchungsstandorte sind bereits relativ gut belüftet und erwärmen sich wegen der fehlenden Verdunstung, wodurch die Mineralisation (Ammonifikation und Nitrifikation) der organischen Substanz und damit die Nitratfreisetzung beschleunigt werden. Durch die Bearbeitung des Bodens wird dieser Prozess verstärkt.

4.1 **EAU DU SOL**

4.1.1 **INFLUENCE DE LA PRATIQUE CULTURALE SUR LA TENEUR EN NITRATES ET LA COMPOSITION ISOTOPIQUE DE L'EAU DU SOL**

RECOLTE ET TRAVAIL DU SOL

Les concentrations en nitrates dans l'eau du sol ont tendance à augmenter fortement peu avant ou bien après la récolte, pendant des jachères prolongées et après le travail du sol. Les raisons peuvent en être : La diminution de la croissance avant la récolte et la récolte elle-même (évacuation de la végétation aérienne et destruction des parties souterraines) diminuent nettement l'évapotranspiration, ainsi que la fixation des nitrates par les plantes. L'eau du sol et les nitrates qui y sont dissous, sont de ce fait, de moins en moins retenus en surface du sol et le risque de lessivage en profondeur augmente.

Une grande partie des nitrates fixés lors de la croissance de la plante à partir des engrais minéraux ne sont pas stockés dans les produits agricoles exploités (grains de blé, graines de colza par exemple), mais dans la biomasse végétale restante (feuilles, tiges, racines). Après la récolte, ce matériau (essentiellement les racines) reste en partie sur ou dans le sol et va y être minéralisé. C'est à cette occasion que les nitrates sont libérés et qu'ils peuvent être lessivés. Ce processus a été mis en évidence expérimentellement pour les racines et leur mucilage par MARY et al. (1993]). Il a été décrit dans un article de synthèse par MARY et al. (1996) et modélisé par GARNIER et al.(2003).

Les sols plutôt sableux de la zone d'étude sont déjà relativement bien aérés et ils se réchauffent par manque d'évaporation, ce qui accélère la minéralisation (ammonification et nitrification) de la matière organique et par là-même, la libération de nitrates. Le travail du sol renforce ce processus.

Beim Standort Buntbrache zeigt sich die Bedeutung von Ernte und Bodenbearbeitung deutlich: Die seit acht Jahren nicht mehr bearbeitete, aber durchgehend vegetationsbedeckte Fläche zeigte kaum mehr eine Nitratfreisetzung. Das System lag also in einem stabilen Gleichgewicht. Die leichte Saisonalität deutet auf eine Mineralisierung der auf den Boden gefallenen Streu und der absterbenden Wurzelbiomasse im Herbst und Winter hin. Eine wirksame Möglichkeit, die Nitratfreisetzung ins Bodenwasser gering zu halten, ist somit eine permanente Bodenbedeckung, kombiniert mit einer möglichst geringen Störung.

In Frankreich war die Charakteristik des Anstiegs der Nitratkonzentration nach der Ernte ebenfalls zu beobachten, wenn auch hier die Perioden mit Brachen und/oder fehlenden Bodenwasserproben deutlich länger waren als in der Schweiz. Dies ging sogar bis zu nur einer einzigen Probe für den Zeitraum einer ganzen Kultur. Die, im Gegensatz zu den herbstlichen Nitratpeaks in der Schweiz, über den ganzen Winter ansteigenden Nitratgehalte im Bodenwasser dürften Folge der winterlichen Schwarzbrache an den französischen Standorten sein. An den Standorten 4 und 17a fanden sich jedoch im Oktober 2004 mit fallenden Werten nach der Ernte völlig gegensätzliche Verhaltensweisen, die nicht schlüssig interpretierbar sind.

In Deutschland zeigte in der einzig gemessenen Saison 2004 nur der Standort 3 die gleiche Charakteristik wie die schweizerischen Standorte. Von Standort 2 waren wegen zu geringer Bodenwassermenge mit nur einer Messung während der betrachteten Auswaschungssaison zu wenige Messungen vorhanden, während Standort 4 stark von allen anderen Messergebnissen abweicht. Dieser Standort war einerseits bewässert und wies andererseits eine nur geringe nutzbare Feldkapazität auf, so dass eine relativ grosse Niederschlagsmenge versickerte (z.B. 244 mm zwischen Ende Oktober 2004 und Ende April 2005, gegenüber 175 mm im Feld 3; ZEHNER und RAU (2006). Insbesondere der Auswaschungspeak am Standort 2 könnte nach ZEHNER und RAU (2006) durch das Unterpflügen des vom Hagel zerstörten Rapses verursacht sein. Die gerin-

Le site Jachère florale illustre l'importance de la récolte et du travail du sol. La surface, non cultivée depuis huit ans, mais couverte en permanence de végétation, ne présente quasiment plus de langage de nitrates. Le système se trouve donc dans un équilibre stable. La saisonnalité peu marquée indique, au cours de l'automne et de l'hiver, une minéralisation de la paille tombée au sol et de la biomasse racinaire en décomposition. Une mesure efficace, afin de limiter la migration des nitrates dans l'eau du sol, consiste par conséquent, à maintenir une couverture permanente du sol, combinée à un minimum de perturbation.

En France, les concentrations en nitrates présentent la même caractéristique de croissance après la récolte, même si les périodes de jachère et/ou d'absence d'échantillon d'eau sont ici nettement plus longues qu'en Suisse. Ceci ne concerne même qu'un seul échantillon sur la période d'une culture complète. Contrairement aux pics de nitrates automnaux observés en Suisse, l'augmentation des teneurs en nitrates dans l'eau du sol tout au long de l'hiver sur les sites français doit provenir de la jachère verte hivernale. Par contre, la chute des teneurs après la récolte en octobre 2004 sur les sites 4 et 17a présente un comportement totalement contradictoire, qui ne se laisse pas interpréter de manière concluante.

En Allemagne, au cours de la seule saison de mesures 2004, le site 3 est le seul à présenter la même caractéristique que les sites suisses. Le site 2, avec une seule mesure pendant la période de lessivage observée, dispose de trop peu de mesures à cause des trop faibles quantités d'eau du sol récupérées. Le site 4 se démarque fortement de tous les autres sites. Ce site était par ailleurs irrigué et il présentait en outre une faible capacité utile au champ, ce qui fait qu'une quantité relativement grande de précipitations s'est infiltrée (244 mm entre fin octobre 2004 et fin avril 2005, contre 175 mm dans le champ 3 ; ZEHNER und RAU (2006). Le pic de lessivage du site 2 pourrait notamment s'expliquer, selon ZEHNER und RAU (2006), par le retournement et l'enfouissement du colza détruit par la grêle. Le faible nombre des sites et des mesures,

ge Anzahl Standorte und Messungen sowie die zu kurze Messdauer erlaubt jedoch keine abschliessende Interpretation.

DÜNGUNG/VEGETATIONSBEDECKUNG/KULTUR

Entgegen den Erwartungen spielten Düngungszeitpunkt und -menge an den schweizerischen Standorten im bisherigen Umfang keine erkennbare direkte Rolle für den Nitratgehalt im Bodenwasser. Dies bedeutet, dass der Dünger von den Pflanzen praktisch vollkommen aufgenommen wird und keine Düngermengen im Überschuss vorhanden sind, die während der Kultur ausgewaschen werden könnten. Basierend auf den Erfahrungswerten der landwirtschaftlichen Beratungsstellen, den persönlichen Erfahrungen der Landwirte und dem Einsatz moderner Dünger besteht somit eine gute Düngungspraxis, die verhindert, dass der Stickstoff aus den Düngemitteln direkt ausgewaschen wird. Dies wird auch anhand der Isotopensignatur deutlich, die – mit Ausnahme des Standorts Raps – mehrheitlich eine Nitratfreisetzung durch Mineralisierung der organischen Substanz anzeigt (Abb. 3.2.1).

Nach spätestens ca. dem ersten Drittel der Wachstumsperiode einer Kultur fallen bei den schweizerischen Standorten die Nitratkonzentrationen stark auf meist <10 mg/l. Dies deutet klar auf eine Stickstoffzehrung durch die Kultur hin. Dabei unterschieden sich die Kulturen kaum.

Entgegen der ursprünglichen Erwartung zeigten selbst die Leguminosen an den schweizerischen Standorten keine allzu grosse und v.a. lang dauernde Nitratfreisetzung nach der Ernte. Diese Aussage ist allerdings wegen fehlender Bodenwasserproben schwach abgestützt.

Im Wald südlich des Neuhofs sind sowohl beim Standort Waldgrube (100 cm Tiefe) wie auch bei der Saugplatte Wald (200 cm Tiefe) zum einen die besonders hohen Nitratwerte auffällig. Beide Standorte wurden durch den Landwirt weder bearbeitet noch gedüngt. Damit ist ein direkter Eintrag durch die Landwirtschaft ausgeschlossen. Der Wald mit seiner grossen Lauboberfläche fungiert jedoch auch als Fläche sowohl zur nassen wie auch zur trockenen Deposition von Stickstoff. Als weitere

ainsi que la durée de mesure trop courte, ne permettent pas de formuler des interprétations concluantes.

FERTILISATION / COUVERT VEGETAL / CULTURE

Contrairement aux attentes, les dates de fertilisation et les quantités employées sur les sites suisses n'ont pas jusqu'ici, jouées un rôle direct et perceptible sur la teneur en nitrates de l'eau du sol. Cela signifie que le fertilisant est pratiquement entièrement fixé et qu'il n'y a pas de quantité en excès, qui pourrait être lessivée durant la période de culture. Les valeurs tirées de l'expérience par les centres de conseil agricoles, l'expérience personnelle de l'agriculteur et l'utilisation d'engrais moderne permettent une bonne pratique de fertilisation, qui empêche le lessivage direct de l'azote à partir des engrais. Ce fait est aussi nettement confirmé par les signatures isotopiques, qui montrent, à l'exception du site Colza, un lessivage préférentiel des nitrates à partir de la minéralisation de la matière organique (Fig. 3.2.1).

Au plus tard après environ le premier tiers de la période de croissance d'une culture, les concentrations en nitrates des sites suisses tombent généralement en dessous de 10 mg/l. Ceci indique clairement une consommation d'azote par la culture. Sur ce point, les cultures diffèrent peu.

Contre toute attente, même les légumineuses ne montrent pas, sur les sites suisses, de lessivage des nitrates trop important et surtout, longtemps après la récolte. Cette conclusion est toutefois affaiblie par le manque d'échantillons d'eau du sol.

Dans la forêt au sud de la ferme Neuhof, les teneurs en nitrates particulièrement élevées frappent tout d'abord, aussi bien sur le site Forêt-fosse (100 cm de profondeur), que sur le site Forêt-plaque (200 cm de profondeur). Les deux sites ne sont pourtant ni travaillés, ni fertilisés par l'agriculteur. Un apport agricole direct est donc exclu. La forêt, avec sa grande surface foliaire, offre toutefois une surface aux apports atmosphériques d'azote, qu'ils soient humides ou bien secs. La proximité de la

Quellen sind daher auch der nahe Neuhoﬀ (Stall, Miststock und Güllegrube) wie auch die Hauptverkehrsstrasse Aesch-Reinach denkbar. Zum anderen ist auch das Saisonalitatsverhalten mit frühem, schnellen Anstiegen und lang anhaltenden Maxima selbst in 2 m Tiefe untypisch im Vergleich zu anderen Standorten. Auffällig ist hierbei, dass sich der Standort Wald mit vielen fehlenden Proben auszeichnet. Dies deutet auf sehr trockene Bodenverhältnisse hin, was auf die Interzeption des Laubdaches zurückzuführen ist. Eine weitere Erklärung für die hohen Gehalte dürfte deshalb die generell geringe Sickerwassermenge sein. Dadurch wird das durch mikrobielle Prozesse freigesetzte Nitrat nicht verdünnt, sondern liegt in hohen Konzentrationen vor. Durch die sehr geringe Sickerwassermenge ist jedoch die absolute Nitratfracht, die aus dem Wald ins Grundwasser gelangt, wahrscheinlich kaum relevant für die Nitratbelastung des Grundwassers. Dafür bestehen aber keine Messresultate. Für die Beeinflussung des Nitrats durch Mikroorganismen spricht die Verschiebung von $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopen in die für Denitrifikation typische Richtung bei den Proben des Standortes Saugplatte Wald, wobei hier nur zwei Isotopenbestimmungen durchgeführt wurden (Abb. 3.2.1). Zur Platzierung der Saugplatte musste eine Grube ausgehoben und wieder verfüllt werden. Möglicherweise wurde das organische Material im Boden durch diese Störung vermehrt mineralisiert, wodurch mehr Nitrat freigesetzt wurde. Dies ist jedoch anhand der vorliegenden Daten nicht sicher eruierbar.

Am Standort Saugplatte Weizen liess sich das gleiche Phänomen in ausgeprägter Form beobachten. Wir gehen hier ebenfalls davon aus, dass die gemessene Nitratkonzentration nicht durch äussere Prozesse (z.B. Düngung) verursacht wurde (keinerlei Zusammenhang zur Konzentration in 60 cm Tiefe zu erkennen), sondern durch endogene Prozesse, sprich: die durch die grosse Störung initiierte Mineralisierung der organischen Substanz im Boden. Dafür spricht auch, dass die Isotopensignatur des in 60 cm Tiefe und in 200 cm Tiefe gemessenen Nitrates keine Denitrifizierung erkennen lässt.

ferme Neuhoﬀ (écurie, tas de fumier et fosse à purin) et la route à grande circulation Aesch-Reinach sont d'autres sources envisageables. Par ailleurs, l'évolution saisonnière, avec des augmentations précoces et rapides et des maximums soutenus, est atypique par rapport aux autres sites. Le site Forêt se distingue remarquablement par l'absence de nombreux échantillons d'eau. Ceci indique des conditions de sol très sèches, à relier à l'interception des précipitations par les frondaisons. Une autre explication pour les hautes teneurs en nitrates serait la faiblesse générale des quantités percolées. Pour cette raison, les nitrates liberes par les processus microbiens resteraient fortement concentres au lieu d'être dilues. Toutefois, à cause de la très faible quantité d'eau percolée, la quantité absolue de nitrates lessivés depuis la forêt dans la nappe n'est probablement pas significative pour la pollution de l'eau souterraine. Il n'y a cependant aucun résultat allant dans ce sens. Le déplacement des isotopes $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ dans la direction typique de la dénitrification, pour les échantillons du site Forêt-plaque, prêcher pour une influence des microorganismes sur les nitrates, bien que seulement deux analyses isotopiques aient ete réalisées (Fig. 3.2.1). La mise en place de la plaque poreuse a nécessité le creusement puis le remblaiement d'une fosse. Cette perturbation a pu augmenter la minéralisation de la matière organique du sol, entraînant une plus grande libération de nitrates. Ceci n'est toutefois pas clairement identifiable au vu des données disponibles.

Sur le site Blé-plaque, le même phénomène s'observe, mais en plus marque. Ici aussi, il est suppose qu'un processus extérieur (fertilisation par exemple) n'est pas à l'origine de la concentration en nitrates mesurée (aucune relation visible avec la concentration à 60 cm de profondeur), mais plutôt un processus endogène, c'est-à-dire la minéralisation de la matière organique du sol initiée par la grande perturbation due au creusement de la fosse. La signature isotopique des nitrates, mesurée à 60 cm et à 200 cm de profondeur, et qui ne montre pas de dénitrification, va aussi dans ce sens.

Der Sportplatz ist mit den anderen Standorten nicht vergleichbar. Die Nitratauswaschung zeigt eine relativ flache Herbst-/Winter-Saisonalität (Abb. 3.1.1.1) und die $\delta^{15}\text{N}$ -Isotope sind sehr breit verteilt (Abb. 3.2.1). Seine besonderen Merkmale sind:

- Bewässerung mit Grundwasser aus dem Hauptgrundwasserstrom
- gute Durchlüftung wegen des hohen Sandanteils und der mehrmaligen Vertikutierung im Jahr
- Mahd im engen Rhythmus (mit teilweisem Abführen der klein geschnittenen und leicht abbaubaren Biomasse und damit auch des darin gebundenen Stickstoffs)
- und v.a. hohe Regenwurmdichten.

Diese Aktivitäten sorgen für eine ständige Beeinflussung des Bodens. Die Pflanzendecke bleibt durch die hohe Mahdzahl und die gute Düngerversorgung über die ganze Vegetationsperiode relativ produktiv. Es besteht mehr oder weniger beständig ein Angebot an gut mineralisierbarem organischem Material (übrig gebliebene Schnittgutreste, Wurzelbiomasse, Wurzelexsudate). Durch die Belüftung und die Durchmischung durch Regenwürmer ist die Mineralisierungsrate hoch (s. Abb. 3.2.1.4) und durch die Bewässerung und die typischerweise erhöhte Denitrifikation im Wandbereich der Regenwurmröhren [BROWN und DOUBE 2004] und der Kothäufchen [BOHLEN 2002] findet gleichzeitig eine starke Denitrifikation statt (s. unten).

Bei den französischen Standorten war bezüglich des Verhaltens der Nitratkonzentration im Bodenwasser (selbst an gleichen Standorten) ein stark uneinheitliches Verhalten auszumachen: Beim Mais nahm, sofern Bodenwasser vorhanden, die Konzentration über die Wachstumsperiode der Kultur dreimal zu und zweimal ab, beim Winterweizen nahm sie einmal ab und einmal leicht zu. Dabei bewegten sich die Werte während der Wachstumsphase im Unterschied zu den Auswaschungsphasen auf einem deutlich höheren Niveau als in der Schweiz. Die hohen Düngergaben könnten ein entscheidender Grund sein (s. Isotope weiter unten). Da jedoch in

Le site Terrain de sport n'est pas comparable avec les autres. Le lessivage des nitrates présente une saisonnalité automne-hiver peu marquée (Fig. 3.1.1.1) et les isotopes $\delta^{15}\text{N}$ sont largement répartis (Fig. 3.2.1). Ses principaux signes distinctifs sont :

- irrigation avec de l'eau souterraine du courant souterrain principal,
- bonne aération grâce à la proportion élevée de sables et à la scarification réitérée plusieurs fois par an,
- tonte à un rythme serré (avec évacuation partielle de la biomasse finement coupée et facilement dégradable et donc de l'azote lié),
- et surtout densité élevée en vers de terre.

Ces activités influencent continuellement le sol. La couverture végétale reste relativement productive durant toute la période végétative, grâce à la répétition des tontes et à la bonne fertilisation. Une offre en matière organique facilement minéralisable (résidus de coupe, biomasse racinaire, exsudat racinaire) est maintenue plus ou moins en permanence. Le taux de minéralisation est élevé grâce à l'aération et au mélange opérés par les vers de terre (Fig. 3.2.1.4). Dans le même temps, l'irrigation ainsi que la dénitrification, connue pour être élevée dans les parois des galeries des vers de terre [BROWN und DOUBE 2004] et dans les déjections [BOHLEN 2002], produisent une forte dénitrification (cf. ci-dessous).

Sur les sites français, l'évolution des concentrations en nitrates (sur le même site) reflète un comportement très incohérent. Sur le site Maïs, et pour autant que de l'eau soit disponible, la concentration augmente trois fois et diminue deux fois au cours de la période de croissance de la culture. Sur le site Blé d'hiver, elle baisse une fois et augmente légèrement une fois. Durant la phase de croissance et à la différence de la phase de lessivage, les teneurs sont montées à un niveau nettement plus élevé qu'en Suisse. Les apports d'engrais élevés pourraient en constituer la cause principale (cf. isotopes ci-dessous). Toutefois, l'absence dans la majorité

den meisten Fällen kurz nach der Düngung in den Saugkerzen kein Bodenwasser mehr vorhanden war, kann kein direkter Zusammenhang zwischen Düngergaben und Nitratkonzentration hergestellt werden, zumal das Bodenwasser in 2 m Tiefe gefasst wird. Damit ist es auch mit den Werten der schweizerischen Saugkerzen in 60 cm Tiefe nicht direkt vergleichbar. Da die Messungen zudem nur bis März 2005 dauerten und die Saugkerzen über lange Zeiten (selbst bei Bewässerung) kein Bodenwasser enthielten, ist es schwierig, die erhaltenen Ergebnisse schlüssig zu interpretieren.

DENITRIFIKATION WÄHREND DER NITRATVERLAGERUNG VOM OBER- IN DEN UNTERBODEN

Die geringmächtigen und leichten Böden über dem Schotter der Birsebene liessen eigentlich nur wenig Denitrifikation erwarten. Anhand der Isotopensignatur lässt sich jedoch erkennen, dass an den Standorten Raps und Weizen das Nitrat teilweise direkt aus dem denitrifizierten Ammoniumdünger stammt, teilweise auch aus der denitrifizierten, mineralisierten organischen Substanz (Abb. 3.2.1). Letztere ist v.a. bei den Standorten Klee gras und Gemüse die fast alleinige Quelle des Nitrates.

Zu diesem scheinbaren Widerspruch liefert Funk (1993) eine Erklärung: Zur Umsetzung der organischen Substanz sind Protonen-Akzeptoren notwendig, die aus dem Luftsauerstoff und/oder dem Nitrat entstammen können. Dies, und nicht die Anaerobie, entscheidet über den Ablauf der Denitrifikation [8OTTOW, FABIG 1984; ABOU-SEADA 1986]. Erst bei vermindertem Sauerstoffangebot dient Nitrat als Elektronenakzeptor. Damit wird v.a. die Bodenfeuchte entscheidend. Bei einer Bodenfeuchte von >80% der Feldkapazität wurden hohe Denitrifikationsraten gemessen [ROLSTON et al. 1984; BENCKISER et al. 1986]. Die meisten denitrifizierenden Bakterien sind C-heterotroph und benötigen daher organische Substanz. Deshalb fördert frisches organisches Material wie z.B. Gründünger oder Rasenschnitt ebenfalls die Denitrifikation. Maximale Denitrifikationsraten liegen bei optimalen Bedingungen zwischen 0,07 und 1 kg N/ha/d. Die höchste denitrifizierende Mikroorganismen-tätigkeit findet

des cas d'eau du sol dans les bougies poreuses peu après la fertilisation, ne permet pas de faire des relations directes entre les apports de fertilisants et les concentrations en nitrates, d'autant plus que l'eau du sol est prélevée à 2 m de profondeur. Les valeurs ne sont donc pas directement comparables avec celles obtenues sur les bougies poreuses suisses installées à 60 cm de profondeur. L'arrêt des mesures en mars 2005 et les bougies poreuses sèches sur de longues périodes (même sous irrigation) rend plus difficile l'interprétation concluante des résultats obtenus.

DENITRIFICATION LORS DU TRANSFERT DES NITRATES ENTRE SOL SUPERFICIEL ET HORIZON PROFOND

Les sols peu épais et sableux des alluvions de la vallée de la Birse ne laissent présager qu'une faible dénitrification. Toutefois, la signature isotopique sur les sites Colza et Blé fait ressortir une origine des nitrates, pour partie directement à partir de la dénitrification des engrais ammoniacaux, pour partie aussi à partir de la dénitrification de la matière organique minéralisée (Fig. 3.2.1). Cette dernière, surtout sur les sites Trèfle et Légumes, est la source presque unique des nitrates.

Funk (1993) fournit une explication à cette contradiction apparente. La décomposition de la matière organique nécessite des accepteurs de protons qui peuvent provenir de l'oxygène de l'air et/ou des nitrates. Ceci, et non l'anaérobie, conditionne la dénitrification [8OTTOW, FABIG 1984; ABOU-SEADA 1986]. C'est seulement en cas de manque d'oxygène que les nitrates servent d'accepteurs d'électrons. L'humidité du sol surtout devient alors primordiale. Des taux de dénitrification élevés ont été mesurés pour une humidité du sol > 80 % de la capacité au champ [ROLSTON et al. 1984; BENCKISER et al. 1986]. La plupart des bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes pour le carbone, elles ont donc besoin de matière organique. Pour cette raison, la matière organique fraîche (engrais verts, coupe de gazon) stimule aussi la dénitrification. Les taux de dénitrification maximum se situent dans des conditions optimales entre 0,07 et 1 kg N/ha/j. Le maximum d'activité des microorga-

bis 40 cm Tiefe statt und geht danach stark zurück.

HOFFMANN (1991) folgert in einem Review-Artikel, dass einerseits Nitratabbau in der tieferen ungesättigten Zone wegen des mangelnden C-Angebots und hohen Sauerstoffpartialdrucks nicht mehr nachgewiesen werden kann, andererseits aber das trotzdem festgestellte Auftreten von Denitrifikation in grundwasserbeeinflussten durchlässigen Böden nicht erklärt werden kann. Bei grossem Grundwasserflurabstand kann Denitrifikation am Kapillarsaum des Grundwassers auftreten, falls genügend organisches Material verfügbar und die Sauerstoffnachlieferung gehemmt ist. Rüetschi (2004) untersuchte u.a. die Mikroorganismengemeinschaft im Grundwasserstrom des Wiesetals mittels Biolog-Ecoplates. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Mikroorganismen um den Grundwasserspiegel eine grössere Vielfalt an Substraten nutzen können als diejenigen in der ungesättigten Zone oder in tieferen Grundwasserbereichen. Dabei wurden jedoch die verschiedenen Mikroorganismengruppen nicht weiter differenziert (z.B. Denitrifikanten). HOFFMANN (1991) schränkt ein, dass eine zuverlässige Methode zur Ermittlung der Denitrifikation in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes fehlt. In der vorliegenden Arbeit konnten keine Proben im Grundwasserkapillarsaum direkt unterhalb der Untersuchungsstandorte vorgenommen werden.

Die Isotopenzusammensetzung des Bodenwassers aus den französischen Standorten deutet neben dem vorherigen Einbau in die organische Substanz auch auf eine direkte Auswaschung von Nitrat aus dem Dünger hin. Obwohl die Nitratkonzentration deutlich geringer ist als an den schweizerischen Standorten, sind die eingesetzten Düngermengen zwei- bis viermal höher, was als Grund für die direkte Auswaschung in Frage kommt. Dieser Düngerüberschuss könnte auch der Grund sein, weshalb die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser auch während der Kultur nicht oder nur teilweise abnehmen. Über die deutschen Standorte lässt sich wegen der geringen Isotopenbestimmungen nur bedingt eine

nismen denitrifizants se produit jusqu'à 40 cm de profondeur et diminue rapidement au-delà.

HOFFMANN (1991) conclut dans un article de synthèse que d'un côté, la décomposition des nitrates ne peut plus être détectée dans la zone non saturée profonde à cause du manque de carbone et de la pression partielle en oxygène élevée, mais que d'un autre côté, la présence de dénitrification, détectée malgré tout dans des sols poreux en contact avec une nappe, ne peut pas être expliquée. Lorsque la zone non saturée est épaisse, la dénitrification peut intervenir sur la frange capillaire de la nappe, à condition que de la matière organique soit disponible et que la livraison d'oxygène soit bloquée. Rüetschi (2004) a étudié entre autres, les colonies de microorganismes dans les écoulements d'eau souterraine de la vallée de la Wiese avec des plaques « Biolog ». Les résultats indiquent que les microorganismes, situés près de la surface piézométrique, peuvent utiliser une plus grande variété de substances, par rapport à ceux situés dans la zone non saturée ou ceux de la nappe. Les groupes de microorganismes n'ont toutefois pas fait l'objet de différenciation (dénitrifiants par exemple) plus poussée. HOFFMANN (1991) souligne qu'il n'existe pas de méthode fiable de détermination de la dénitrification dans la zone non saturée en dessous de la zone racinaire. Dans le présent travail, aucun prélèvement n'a pu être réalisé dans la frange capillaire de la nappe directement en-dessous d'un site étudié.

Les compositions isotopiques de l'eau du sol des sites français indiquent, à côté d'une implication antérieure au sein de la matière organique, un lessivage direct de nitrates à partir des engrais. Bien que les concentrations en nitrates soient nettement inférieures à celles des sites suisses, les quantités d'engrais appliquées sont deux à quatre fois supérieures, ce qui entre en ligne de compte comme cause du lessivage direct. Ce surplus d'engrais pourrait aussi expliquer, pourquoi les concentrations en nitrates de l'eau du sol ne diminuent pas ou peu au cours de la culture.

Sur les sites allemands, le faible nombre d'analyses isotopiques limite la possibilité de tirer des conclu-

Aussage machen. Die ganz unterschiedliche Isotopensignatur am Standort 4 weist auf die alleinige Mineralisierung der organischen Substanz als Nitratquelle. Dies könnte auch eine Erklärung für die andere Charakteristik der Nitratauswaschung liefern: Von Mitte Oktober 2003 bis am 24.03.2004 war die Fläche mit ungedüngter Phacelia bestockt, die dann gegrubbert wurde. Einen Monat später wurde Mais gesät, der Ende September geerntet wurde. Die Isotopenbestimmungen erfolgten am 17.08., 11.10 und 10.11. desselben Jahres. Damit könnte die eingegrubberte Phacelia eine Quelle der Nitratfreisetzung gewesen sein. Um dies besser absichern zu können, hätten jedoch mehr Isotopenanalysen durchgeführt werden müssen. Zudem steigt der Nitratgehalt bereits früh während der Phaceliakultur an, obwohl genau diese Kultur als Nitratfänger gilt.

4.1.2 SAUGKERZEN UND SAUGPLATTEN – GEEIGNETE METHODEN ZUR NITRATBESTIMMUNG IM SICKERWASSER?

Zur Gewinnung des Boden- und Sickerwassers kamen zwei unterschiedliche Methoden zum Einsatz: die Saugkerzen und Saugplatten (Kap. 2.1.3). Jede dieser Methoden hat seine spezifische Vor- und Nachteile, welche kurz dargelegt werden:

SAUGKERZEN

Saugkerzen lassen sich generell auf zwei unterschiedliche Arten einbauen. Entweder werden sie direkt von der Bodenoberfläche vertikal in ein zuvor gebohrtes Loch oder aber horizontal in eine Grubenwand eingeschlämmt. Der Vorteil bei der vertikalen Installation von der Bodenoberfläche aus ist sicher der geringe Aufwand der Installation und die sehr geringe Störung des Pedons und der vorherrschenden Bedingungen. Zudem ist eine Wartung und Kontrolle der Saugkerzen während der Messperiode möglich.

Die Nachteile dieser Installationsart sind, dass die Saugkerzen einerseits nur bis zu einer bestimmten maximalen Tiefe gesetzt werden können (gut bis ca. 1 m, maximal bis ca. 2-3 m) und dass sie während des Untersuchungszeitraumes über die Bodenober-

sions. La signature isotopique totalement distincte du site 4 indique la minéralisation unique de la matière organique comme source de nitrates. Ceci pourrait aussi expliquer une autre caractéristique du lessivage des nitrates. De mi-octobre 2003 au 24.03.2004, la surface était couverte de phacélie non fertilisée, qui a ensuite été ensevelie. Un mois plus tard, le maïs a été semé, pour être récolté fin septembre. Les analyses isotopiques portent sur les 17.08, 11.10 et 10.11 de la même année. La phacélie enfouie a pu ainsi constituer une source de libération de nitrates. Des analyses isotopiques complémentaires auraient dû cependant permettre de mieux assurer cette hypothèse. De plus, la teneur en nitrates augmente dès le début de la culture de la phacélie, alors que cette culture passe justement pour être un piège à nitrates.

4.1.2 BOUGIES POREUSES ET PLAQUES POREUSES - METHODES ADAPTEES POUR LA MESURE DES NITRATES DANS L'EAU DE PERCOLATION?

La récupération de l'eau du sol et de l'eau de percolation a employé deux méthodes différentes : les bougies poreuses et les plaques poreuses (chapitre 2.1.3). Chacune de ces méthodes a ses propres avantages et inconvénients.

BOUGIES POREUSES

En général, il y a deux manières de mettre en place les bougies poreuses dans de la boue : soit directement depuis la surface et verticalement dans un trou pré-foré, soit horizontalement dans la paroi d'une fosse. L'avantage d'une installation verticale depuis la surface réside dans la facilité d'installation et la faible perturbation du sol et des conditions régnantes. De plus, l'entretien et le contrôle des bougies poreuses sont possibles durant la période de mesures.

Les inconvénients de ce type d'installation sont, la profondeur limitée de mise en place (facile jusqu'à 1 m, maximale jusqu'à environ 2-3 m), et le dépassement au-dessus de la surface du sol pendant la période de mesures (précaution à intégrer aux pra-

fläche hinausragen (Bewirtschaftung muss mit Rücksicht geschehen und evtl. Vandalenakte sind nicht auszuschliessen).

Die horizontale Installation der Saugkerzen in einer Grubenwand ist mit deutlich höherem Installationsaufwand verbunden (Ausbaggern der Grube, Gräben für Probenschläuche, Schächte für die Beprobung etc.) und der gewachsene Boden wird in seiner Horizontierung und in seinen physikalischen Eigenschaften nachhaltig verändert. Sind die Saugkerzen installiert, ist zudem keine Wartung oder Kontrolle mehr möglich.

Die Vorteile dieser Installationsart liegen vor allem in einer uneingeschränkten Bewirtschaftung der Bodenoberfläche und einer wenig beschränkten Probenahmetiefe.

Direkte Rückschlüsse von mit Saugkerzen gewonnenem Bodenwasser auf Qualität und Menge des anfallenden Sickerwassers ist nur sehr begrenzt möglich. Saugkerzen beproben je nach angelegter Saugspannung auch mehr oder weniger das immobile Bodenwasser und zeigen so in Phasen ohne Sickerwasserbildung stark überhöhte Werte für Nitrat an. Liegen die Saugkerzen im Bereich der Wurzelzone werden während der Vegetationszeit ebenfalls erhöhte Nitratwerte im Sickerwasser suggeriert, obwohl dieses Nitrat noch von den Pflanzen aufgenommen werden kann und somit nicht komplett dem Grundwasser zufließt. Zudem kann die Variabilität der Stoffkonzentrationen zwischen benachbarten Saugkerzen teils sehr hoch sein. Dem kann begegnet werden, indem mehrere Saugkerzen pro Standort installiert werden (mindestens vier Stück) und Mischproben analysiert werden.

SAUGPLATTEN

Der Hauptvorteil der Sickerwassergewinnung mit Saugplatten liegt in der Quantifizierbarkeit der Sickerwassermengen, da eine klar definierte Fläche beprobt wird. Dazu ist zu sagen, dass dies bei Idealbedingungen (homogenen Bodeneigenschaften und unter Feldlaborbedingungen etc.) und grossen Saugplattenflächen sicher möglich ist, bei kleineren Flächen jedoch grosse Fehler durch Makroporenabflüsse oder Stauhazone entstehen

etiquettes culturelles et possibles actes de vandalisme non exclus).

L'installation horizontale des bougies poreuses dans la paroi d'une fosse demande beaucoup plus de travail (creusement de la fosse, des tranchées pour les tubes de prélèvements, du puits pour le prélèvement,...) et le sol en place est modifié durablement dans la succession de ses horizons et dans ses propriétés physiques. Une fois les bougies poreuses installées, l'entretien et le contrôle ne sont plus possibles.

Les avantages de ce type d'installation résident surtout dans l'absence de limitation du travail du sol et dans une profondeur de prélèvement un peu moins limitée.

Tirer des conclusions sur la qualité et la quantité de l'eau de percolation produite à partir de l'eau du sol extraite des bougies poreuses reste très limité. En fonction de la dépression installée, les bougies poreuses prélèvent aussi plus ou moins d'eau immobile et présentent ainsi des teneurs en nitrates excessives lors des phases sans percolation. Lorsque les bougies poreuses sont au niveau de la zone racinaire, les teneurs en nitrates semblent également en hausse lors de la période végétative, bien que ces nitrates soient encore disponibles pour les plantes et de ce fait pas encore complètement écoulés dans la nappe. De plus la variabilité des concentrations entre bougies poreuses voisines peut parfois être très grande. Cette variabilité peut être réduite en installant plusieurs bougies poreuses par site (au moins quatre) et en analysant le mélange des prélèvements.

PLAQUES POREUSES

L'avantage principal des plaques poreuses dans le prélèvement d'eau de percolation réside dans la possibilité de mesurer les quantités percolées, car une surface bien définie est prélevée. Si cela est sûrement possible dans des conditions idéales (propriétés du sol homogènes, conditions de laboratoire de terrain,...) et pour de grandes surfaces de plaque, l'erreur peut fortement augmenter pour des surfaces plus petites, à cause des écoulements dans

können. Für den Einbau der Saugplatten sind zudem dieselben Einschränkungen wie für den horizontalen Einbau von Saugkerzen zu machen.

Die beste Methode zur Bodenwassergewinnung ist sicherlich das Lysimeter. Neben der Quantifizierbarkeit der Sickerwasserraten werden störende Einflüsse wie Makroporen etc. egalisiert. Der Aufbau eines Lysimeters ist jedoch wesentlich aufwändiger, als Saugkerzen zu setzten.

4.2 SIMULATION DER BODENWASSER- UND NITRAT-DYNAMIK MIT STICS

Der genaue Zeitpunkt der Sickerwasserbildung und die Menge des anfallenden Sickerwassers sind für alle Standorte unbekannt. Nur mit diesen Informationen lassen sich jedoch die Saugkerzenmessungen in Nitratfrachten in Richtung Grundwasser umrechnen: Nitratmessungen im Bodenwasser in Phasen ohne Grundwasserneubildung finden dann keine Berücksichtigung, nur die verbleibenden Werte werden mit der Sickerwassermenge gewichtet in Nitratfrachten umgerechnet. Eine Möglichkeit, diese Datenlücke zu schließen, ist die Simulation der Bodenwasser- und Nitratdynamik auf Standortsskala mit Hilfe eines prozessorientierten Pflanze-Boden-Modells. Im Projekt wurde dazu das Modell STICS [BRISSON et al. 2003] eingesetzt.

Die Veränderungen der Nitratgehalte im Boden, der NitratAuswaschung und dem Pflanzenwachstum wurden im Teilprojekt *Nitratherkunft* für Standorte Buntbrache, Klee gras, Weizen und Raps simuliert. Die Parametrisierung des Modells mit allen benötigten Daten zur Bodenbeschaffenheit, der Bodenbearbeitung und den klimatischen Verhältnissen ist aufwändig. Teilweise lagen zudem nicht komplette Datensätze vor oder für die angesäte Kultur gab es im Modell keine entsprechende Referenz.

Näherungsweise wurde angenommen, dass der Zeitpunkt des Auftretens von Sickerwasser vom Modell richtig abgebildet wurde. Daher wurden die im Bodenwasser real gemessenen Nitratwerte mit den modellierten Sickerwassermengen multipliziert und auf die im Modell STICS für die NitratAuswa-

les macropores ou des horizons imperméables. De plus, pour la mise en place, les limitations sont les mêmes que celles évoquées pour l'installation des bougies poreuses horizontales

La meilleure méthode de prélèvement d'eau du sol est sûrement le lysimètre. En plus de la quantification de la percolation, les facteurs perturbants (macropores,...) sont lissés. La mise en place d'un lysimètre demande cependant nettement plus de travail que celle des bougies poreuses.

4.2 SIMULATION DE LA DYNAMIQUE DE L'EAU DU SOL ET DES NITRATES AVEC STICS

La date précise de percolation et la quantité d'eau percolée produite sont des inconnues sur tous les sites. C'est pourtant avec ces informations que les mesures des bougies poreuses peuvent être converties en lessivage des nitrates vers la nappe. Les teneurs en nitrates de l'eau du sol lors des phases sans recharge ne sont pas prises en compte. Les valeurs restantes ont seules été pondérées avec les quantités percolées et converties en lessivage des nitrates. Un moyen de combler ce manque de données est de simuler la dynamique de l'eau du sol et des nitrates à l'échelle du site à l'aide d'un modèle plante-sol à base physique. Le modèle STICS [BRISSON et al. 2003] a été utilisé dans ce but à l'intérieur du projet.

Les évolutions, des teneurs en nitrates dans le sol, du lessivage des nitrates et de la croissance des plantes ont été simulées dans le sous-projet *Origine des nitrates* sur les sites Jachère florale, Trèfle, Blé et Colza. Le paramétrage du modèle avec toutes les données nécessaires sur les propriétés des sols et les conditions climatiques demande un long investissement. De plus, la base de données était parfois incomplète ou la culture semée n'était pas référencée dans le modèle.

En première approximation, il a été admis que la date d'apparition de la percolation était bien reproduite par le modèle. Les teneurs en nitrates réellement mesurées dans l'eau du sol ont été ensuite multipliées par les quantités d'eau percolée modélisées, puis converties dans l'unité (kg N/ha) utilisée

schung verwendete Einheit kg N/ha umgerechnet. Dieser „gemessene“ Wert der Nitratauswaschung wurde zu Validierungszwecken mit dem simulierten Wert der Nitratauswaschung (Variable „QLES“ im Modell) verglichen. Sowohl bei den gemessenen als auch bei den simulierten Werten der Nitratauswaschung handelt es sich somit um kumulierte Werte innerhalb eines Zeitfensters, in dem Sickerwasser simuliert wurde.

Bei der Modellierung zeigte sich, dass kurzzeitig auftretende Effekte, wie zum Beispiel intensive Niederschläge zu erheblichen Differenzen in der berechneten und simulierten Nitratauswaschung führen können.

Die Kurvenverläufe des Modells und der berechneten Nitratauswaschung über die simulierte Sickerwassermenge und die gemessenen Konzentrationen in den Saugkerzen sind jedoch anschliessend meist wieder sehr ähnlich. Im Endeffekt können aber über die Aufsummierung der täglichen Nitratauswaschung erhebliche Differenzen vom Modell zur Berechnung auftreten. Solche Differenzen traten insbesondere beim Standort Weizen und teilweise beim Standort Raps auf. Die Nitratauswaschung bei den Standorten Buntbrache und Klee gras wird hingegen über beide Methoden weitgehend gleich nachgebildet.

Betrachtet man die mit STICS simulierte Nitratauswaschung, so liegt diese für den Standort Buntbrache bei 8-9 kg N/ha, beim Standort Klee gras zwischen 80 und 210 kg N/ha, beim Standort Raps jeweils bei ca. 100 kg N/ha und beim Standort Weizen bei 160 bis 180 kg N/ha. Unterscheiden sich Messung und Simulation, so liegt die Messungen deutlich darüber und erreichen dabei auch aus Bilanzgründen unrealistische hohe Werte (250 kg N/ha für den Standort Raps bzw. bis über 1400 kg N/ha für den Standort Weizen). Diese großen Unterschiede lassen sich nur durch einen deutlichen Unterschied in den simulierten bzw. real auftretenden Zeiträumen mit Sickerwasserbildung bzw. den Sickerwassermengen erklären.

Differenzen in der Modellierung zu den gemessenen Werten gab es auch bei den Ernteerträgen, doch lagen die simulierten Erträge im Durchschnitt über

in dem Modell STICS für den Auswaschung der Nitrates. Ces valeurs de lessivage des nitrates "mesurées" ont été comparées pour validation, aux valeurs de lessivage des nitrates simulées (variable "QLES" du modèle). Les données mesurées, comme les données simulées du lessivage des nitrates, sont des données cumulées sur une plage de temps, à l'intérieur de laquelle la percolation est simulée.

Au cours de la modélisation, des événements courts, comme de fortes précipitations par exemple, pouvaient conduire à des différences considérables entre les lessivages des nitrates calculé et simulé.

Cependant l'évolution, des courbes du modèle, des quantités percolées simulées et du lessivage des nitrates calculé sont finalement assez semblables aux concentrations mesurées dans les bougies poreuses. En fin de compte, des différences considérables entre le modèle et les calculs peuvent tout de même se produire du fait du cumul des lessivages de nitrates journaliers. De telles différences se présentent surtout sur les sites Blé et en partie sur le site Colza. En revanche le lessivage des nitrates sur les sites Jachère florale et Trèfle est à quelques détails près reproduit à l'identique par les deux méthodes.

Le lessivage des nitrates simulé par STICS fournit des valeurs de 8-9 kg N/ha pour le site Jachère florale, entre 80 et 210 kg N/ha pour le site Trèfle, environ 100 kg N/ha pour le site Colza et 160 à 180 kg N/ha pour le site Blé. En cas de différence entre les mesures et la simulation, ce sont les mesures qui sont nettement supérieures et qui atteignent, au vu du bilan, des valeurs élevées irréalistes (250 kg N/ha pour le site Colza ou jusqu'à 1400 kg N/ha pour le site Blé). Ces différences importantes ne s'expliquent que par des différences nettes entre les simulations et les mesures et entre les périodes de percolation simulées et les quantités percolées.

Au cours de la modélisation, des différences s'observent aussi au niveau des rendements de récolte, mais comme les rendements simulés sont en

den gemessenen Erträgen, so dass nicht von einer Unterschätzung des N-Entzugs durch das Simulationsmodell ausgegangen werden kann.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die eingangs gemachte Annahme, dass der Zeitpunkt des Auftretens von Sickerwasser vom Modell richtig abgebildet wird, nicht richtig ist. Somit lässt sich mit der gewählten Methode nur bedingt die Nitratfracht aus den Saugkerzenmessungen ableiten. Die mit Hilfe von STICS simulierten Werte für die Nitratwaschung liegen jedoch auf einem realistischen (wenn auch meist relativ hohem) Niveau.

4.3 NITRATAUSWASCHUNG INS GRUNDWASSER

4.3.1 NITRATKONZENTRATION

Die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen in den verschiedenen Piezometern zeigt klar, dass der Grundwasserstrom im Untersuchungsgebiet Reinach einerseits von der Birs und andererseits von den landwirtschaftlich genutzten Flächen beeinflusst ist. Während das Grundwasser des Hauptgrundwasserstromes, beeinflusst durch das Oberflächengewässer niedrige Nitratkonzentrationen und kaum Schwankungen zeigt, können im westlichen, landwirtschaftlich genutzten Grundwasserstrom erhebliche Nitratkonzentrationsschwankungen festgestellt werden.

Im Februar 2004 war ein schneller Nitrateintrag am südlichen westlichen Rand des Grundwasserleiters feststellbar. In der Auswaschungsphase im darauf folgenden Jahr waren die Konzentrationsverläufe in diesem Bereich des Grundwasserleiters langsamer und etwas weniger hoch und die höchsten Grundwasserkonzentrationen wurden eher in der Mitte des westlichen Randes des Untersuchungsgebietes beobachtet (Abb. 3.5.1.1 und Abb. 1.2.1). Man könnte deshalb vermuten, dass der Nitrateintrag über den westlichen Rand des Untersuchungsgebietes je nach Pegelständen im Hauptgrundwasserstrom eher weiter südlich oder nördlich erfolgt.

Die Messungen der Chlorid- und Sulfatgehalte im Grundwasser können die obigen Aussagen weder bestätigen noch dementieren. Die Konzentrationsverläufe dieser Ionen sind praktisch konstant und

moyenne supérieurs à ceux mesurés, le modèle n'est pas supposé sous-estimer l'exportation d'azote.

En résumé, il faut constater que l'hypothèse de départ, qui postulait que la date d'apparition de la percolation était bien reproduite par le modèle, n'est pas juste. Dans ces conditions, la méthode choisie limite l'estimation du lessivage des nitrates à partir des mesures sur les bougies poreuses. Les valeurs de lessivage des nitrates simulées avec l'aide de STICS se situent toutefois à un niveau réaliste (même s'il est plutôt généralement haut).

4.3 LESSIVAGE DES NITRATES DANS LA NAPPE

4.3.1 CONCENTRATIONS EN NITRATES

L'évolution temporelle des concentrations en nitrates dans les différents piézomètres montre clairement que les écoulements d'eau souterraine dans la zone d'étude sont influencés, d'un côté par la Birse et, d'un autre côté par les surfaces agricoles. Pendant que l'eau souterraine du courant souterrain principal, influencée par le cours d'eau superficiel, présente des concentrations en nitrates basses et de faibles variations, des variations considérables des concentrations en nitrates sont constatées dans le courant souterrain ouest, dont la surface est utilisée à des fins agricoles.

En février 2004, une rapide augmentation des teneurs en nitrates a été constatée en limite sud-ouest de l'aquifère. Durant la période de lessivage de l'année suivante, les concentrations en nitrates de ce secteur ont évolué plus lentement et à un niveau moins élevé, tandis que les concentrations les plus élevées étaient plutôt observées au milieu de la bordure ouest de la zone d'étude (Fig. 3.5.1.1 et Fig. 1.2.1). Il est donc permis de supposer que les apports de nitrates par la bordure ouest de la zone d'étude se produisent plus au sud ou plus au nord en fonction des niveaux d'eau dans le courant souterrain principal.

Les analyses des chlorures et des sulfates de l'eau souterraine ne permettent pas de confirmer ou d'infirmer les commentaires précédents. Les évolutions des concentrations de ces ions sont pratiquement

liegen für alle beprobten Stellen in einem engen Bereich. Die elektrische Leitfähigkeit ist jedoch grösser im westlichen Grundwasserstrom als im Hauptgrundwasserstrom. Dies bestätigt die unterschiedliche Herkunft des Wassers der beiden Grundwasserströme.

4.3.2 ISOTOPE UND NITRATAUSWASCHUNG INS GRUNDWASSER

Die Isotopensignale aus dem Hauptgrundwasserstrom und dem westlichen Grundwasserstrom unterscheiden sich nicht. Während das Nitrat aus dem Hauptgrundwasserstrom jedoch aus der Birse stammt und keiner Veränderung unterlag, deutet das Isotopensignal aus dem westlichen Grundwasserstrom auf Transformationsprozesse hin. Das Wasser im westlichen Grundwasserstrom stammt aus der Landwirtschaftsfläche, deren Bodenwasser ein deutlich anderes Isotopenmuster aufweist als das Wasser im Hauptgrundwasserstrom. Es muss deshalb eine Denitrifikation vom Bodenwasser zum Grundwasser stattgefunden haben. Die Annahme, dass das Isotopensignal im westlichen Grundwasserstrom lediglich durch eine Mischung mit Wasser aus dem Hauptgrundwasserstrom zustande gekommen ist, kann aufgrund der Resultate der Grundwassermodellierung ausgeschlossen werden.

Die Quantifizierung der Denitrifikation bleibt allerdings schwierig. Es wurden drei Modellansätze gewählt, um eine Abschätzung vornehmen zu können. Beim ersten Ansatz wurden lediglich die Konzentrationen und Isotopensignale des Bodenwassers und des Grundwassers in die Analyse nach MARIOTTI et al. (1981) und OSTROM et al. (2002) einbezogen. Die Denitrifikation müsste dann für eine Reduktion von 80% des Nitrates aus dem Boden ins Grundwasser verantwortlich sein. Bei diesem Ansatz wird jedoch vernachlässigt, dass in den Saugkerzen nicht nur das Sickerwasser beprobt wird, sondern auch teilweise das kapillar gebundene Wasser, was deshalb zu einer Überschätzung der Nitratauswaschung ins Grundwasser und damit verbunden zu einer zu hohen Denitrifikationsleistung führt. Im zweiten Ansatz wurde die nutzbare Feldkapazität bei der Wasserversickerung be-

constanten et se situent, pour tous les sites, dans une plage étroite. La conductivité électrique est plus élevée dans le courant souterrain ouest que dans le courant souterrain principal, ce qui confirme la différence d'origine de l'eau dans ces deux courants souterrains.

4.3.2 ISOTOPE ET LESSIVAGE DES NITRATES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Les signaux isotopiques du courant souterrain principal et du courant souterrain ouest ne se différencient pas. Par contre, si les nitrates du courant souterrain principal proviennent de la Birse et ne subissent aucun changement, le signal isotopique du courant souterrain ouest indique des processus de transformation. Dans le courant souterrain ouest, l'eau provient de surfaces agricoles, dont l'eau du sol présente un signal isotopique nettement différent de celui du courant souterrain principal. Une dénitrification a forcément dû intervenir entre l'eau du sol et l'eau souterraine. La supposition, que le signal isotopique dans le courant souterrain ouest résulte seulement d'un mélange avec l'eau du courant souterrain principal, peut être exclue d'après les résultats de la modélisation hydrogéologique.

La quantification de la dénitrification reste cependant difficile. Trois modèles ont été choisis, afin de pouvoir proposer une estimation. Dans la première évaluation, les concentrations et les signaux isotopiques de l'eau du sol et de la nappe participent seulement à l'analyse, selon MARIOTTI et al. (1981) und OSTROM et al. (2002). La dénitrification devrait ensuite être responsable d'une réduction des nitrates de 80 % entre l'eau du sol et l'eau souterraine. Cette évaluation néglige le fait que les bougies poreuses ne prélèvent pas seulement l'eau percolée mais aussi une partie de l'eau capillaire retenue, ce qui conduit à surestimer le lessivage des nitrates et par conséquent le rendement de la dénitrification associée. Dans la deuxième évaluation, la capacité au champ utile est prise en compte lors de l'infiltration de l'eau. Une recharge n'est possible que si la réserve du sol est remplie jusqu'à la capa-

rücksichtigt. Es gibt dabei nur eine Grundwasseranreicherung, wenn der Bodenspeicher bis zur nutzbaren Feldkapazität gefüllt ist, ansonsten findet lediglich eine Verdunstung des Bodenwassers oder eine Aufnahme durch die Pflanzen statt. Mit diesem Ansatz reduziert sich die Nitratfracht. Damit kann auch die Denitrifikationsleistung reduziert werden, um die gemessenen Konzentrationen im Grundwasser zu erreichen. Die Denitrifikation müsste allerdings immer noch rund 45% bis 70% des Nitrates aus dem Boden eliminieren. Die bei beiden Ansätzen nach Mariotti et al. (1981) berechneten Anreicherungsfaktoren ε für die Denitrifikation sind relativ hoch und liegen zwischen $\varepsilon = -3\%$ und -6% . Dies bedeutet, dass eine markante Denitrifikation mit lediglich geringer Anreicherung der schwereren Elemente stattfindet. In vergleichbaren Feldstudien wurden Anreicherungsfaktoren von -15% gefunden (Ostrom et al., 2002).

Ein weiterer Ansatz beruht auf der Bilanzierung der Stickstoffeinträge und -austräge sowie der Abschätzung der Denitrifikation [KÖHNE, Wendland 1992; GEBEL et al. 2005]. Mit dieser Berechnung erhält man Nitratkonzentrationen des Grundwassers von 35 bis 49 mg/l, was den gemessenen Werten sehr nahe kommt. Auch die errechnete Denitrifikationsleistung von 40% scheint realistisch zu sein. Mit dem einfachsten der drei Ansätze werden daher scheinbar die besten Schätzwerte der Nitratkonzentration und Denitrifikation erreicht.

4.4 DISKUSSION GRUNDWASSERMODELL

4.4.1 MODELLIERUNG NITRATTRANSPORT

Anhand der Nitrattransportmodellierung konnten monatlich variierende westliche Nitratrandzuflüsse simuliert werden. Dabei mischen sich die nitratreichen Randzuflüsse in den regionalen Hauptgrundwasserstrom ein, verbleiben aber in einem ca. 250 m breiten Band entlang des westlichen Modellrandes. Bei Hochwasserstand wird durch Infiltration von nitratarmen Flusswasser vor allem im östlichen Modellgebiet die Nitratkonzentrationen im Grundwasser verringert. Dadurch führt die Infiltration von Oberflächenwasser, via Flusssohle und anthropo-

cité au champ utile, sinon il se produit seulement une évaporation ou une absorption par les plantes. Cette évaluation réduit le lessivage des nitrates. De ce fait, le rendement de la dénitrification peut aussi être réduit, afin d'atteindre les concentrations mesurées dans l'eau souterraine. Toutefois, la dénitrification devrait toujours éliminer entre 45 et 70 % des nitrates présents dans le sol. Les facteurs d'enrichissement ε , calculés selon les deux évaluations de Mariotti et al. (1981) pour la dénitrification, sont relativement élevés et se situent entre $\varepsilon = -3\%$ und -6% . Ceci signifie qu'une dénitrification marquée se produit avec seulement un faible enrichissement en élément lourd. Dans des travaux de terrain comparables, des facteurs d'enrichissement de -15% ont été trouvés (Ostrom et al., 2002).

Une autre évaluation repose sur le bilan des entrées et sorties d'azote et sur l'estimation de la dénitrification [KÖHNE, Wendland 1992; GEBEL et al. 2005]. Cette évaluation fournit des concentrations en nitrates des eaux souterraines comprises entre 35 et 49 mg/l, très proches des valeurs mesurées. Le rendement de la dénitrification de 40 % semble également réaliste. La plus simple des trois évaluations semble par conséquent fournir les meilleures estimations de la concentration en nitrates et de la dénitrification.

4.4 DISCUSSION DU MODÈLE HYDROGÉOLOGIQUE

4.4.1 MODELISATION DU TRANSPORT DES NITRATES

La modélisation du transport des nitrates permet de simuler les variations mensuelles des apports de nitrates latéraux. Les apports latéraux riches en nitrates se mélangent au courant souterrain principal régional, mais ils restent le long de la bordure ouest du modèle, sous forme d'une frange d'environ 250 m de large. En hautes eaux, l'infiltration d'eau de rivière pauvre en nitrates, réduit les concentrations de la nappe, surtout dans la partie est du modèle. L'infiltration d'eau superficielle de la Birse, depuis le lit de la rivière, ou artificiellement par les

gen, durch die Grundwasseranreicherungen durch Birswasser in Aesch, zu einer Abnahme der Nitratkonzentration im Grundwasser.

Mit den durchgeführten Szenarienberechnungen konnte gezeigt werden, dass längerfristig durch eine gezielte Reduktion des Nitratreintrags in einzelnen Teileinzugsgebieten die Nitratprobleme der Grundwasserbrunnen verringert werden können. Mit den berechneten Prognosen kann zudem abgeschätzt werden, um welchen Betrag der Nitratreintrag reduziert werden muss, um gewünschte Konzentrationswerte zu erreichen. Die Wirksamkeiten von Massnahmen in den jeweiligen Teileinzugsgebieten können bewertet und die Effizienz von Grundwasserschutzmassnahmen gesteigert werden.

Das numerische Modell eignet sich als Instrument zur Interpretation von MoNitoring-Daten und erlaubt die Erkennung von jahreszeitlichen Trends in der Entwicklung der Nitratbelastung. Die immer vorhandenen Unsicherheiten bezüglich der detaillierten räumlichen und zeitlichen Verteilung der Aquiferparameter führen zwar dazu, dass eine zuverlässige Vorhersage von Absolutwerten kaum möglich ist. Die beobachteten Abweichungen von gemessenen und berechneten Werten liefern Hinweise für Heterogenitäten auf verschiedenen Stufen, die mit dem bestehenden Grundwasserbeobachtungssystem nicht im Detail aufgelöst werden können. Diese Heterogenitäten beziehen sich nicht nur auf die hydraulischen Eigenschaften des Untergrunds, sondern vielmehr auch auf die bestehenden Randzuflüsse und Konzentrationsverteilung. Mithilfe des Modells lassen sich zumindest, anhand von Szenarienberechnungen, mögliche Trends voraussagen.

Nicht zuletzt können die Modellrechnungen dabei auch wesentlich zum Verständnis der im Untergrund ablaufenden Strömungs- und Transportprozesse beitragen. Dadurch erlauben sie auch zu erkennen, welche zusätzlichen Untersuchungen am ehesten zu einer Verbesserung der Prognosen führen können.

installations de réalimentation à Aesch, produit une baisse des concentrations en nitrates dans la nappe.

Les calculs de scénarios ont montré qu'une réduction ciblée des apports de nitrates sur certains sous-bassins versants pouvait à long terme diminuer la pression des nitrates sur les puits d'eau souterraine. Les calculs prévisionnels permettent de plus, d'évaluer de combien les apports de nitrates doivent être réduits, afin d'atteindre les valeurs de concentration souhaitée. L'efficacité des mesures peut être évaluée dans chacun des sous-bassins versants et la rentabilité des mesures de protection des eaux souterraines est renforcée.

Le modèle numérique est un instrument qui permet d'interpréter les données de terrain et de reconnaître les tendances saisonnières dans l'évolution de la pollution en nitrates. Les incertitudes subsistantes, quant à la répartition spatiale et temporelle détaillée des paramètres de l'aquifère, conduisent certes, à la quasi-impossibilité de produire des prévisions fiables en terme de valeur absolue. Les écarts observés entre les valeurs mesurées et calculées livrent des indications sur des hétérogénéités à différents niveaux, qui ne peuvent pas être levées avec le système d'observation des eaux souterraines actuellement en place. Ces hétérogénéités ne se rapportent pas seulement aux propriétés hydrauliques du sous-sol, mais plus aux apports latéraux existants et à la répartition des concentrations. Avec ses calculs de scénarios, le modèle permet au moins de prévoir les évolutions possibles.

Les simulations contribuent aussi fortement à la compréhension des phénomènes d'écoulement et de transport dans le sous-sol. Elles permettent de cette façon, d'identifier les études complémentaires les plus à même de pouvoir conduire à une amélioration des prévisions.

4.4.2 DRAINAGEN IM WESTLICHEN EINZUGSGEBIET DES GRUNDWASSERMODELLS REINACH

Grundlage für die Evaluation einer Beeinflussung bei der Abflussbildung waren diverse Planvorlagen und Kopien der bestehenden Drainageleitungen. Die Drainagepläne liegen in unterschiedlichen Generalisierungsgraden vor und wurden zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommen. Es ist zudem unklar, inwiefern die Drainagepläne vollständig vorliegen.

Folgende, für die Wasser- und Nitratbilanz relevante Erkenntnisse konnten aus der existierenden Drainageinformation abgeleitet werden:

- Gemeinde Reinach: Drainagen werden in die beiden Fließgewässern Leibach und Dorfbach geleitet. Dadurch wird ein Teil des von den Drainagen gesammelten oberflächennahen Zwischenabflusses dem natürlichen hydrologischen Kreislauf entzogen und schnell der Vorflut zugeführt. Um dies bei der Grundwasser- und Transportmodellierung berücksichtigen zu können wurden Schätzungen des Oberflächenabflusses an Stichtagen (10 L/s) vom Zustrom der Randsegmente E und F subtrahiert.
- Gemeinde Aesch: Drainagen werden an zwei Lokalitäten (Tannmatt und Butthollen) versickert und somit direkt dem Grundwasser zugeführt. Da Drainagenetze nach der Oberflächentopographie verlegt werden, kann das drainierte Wasser dem unterirdischen Einzugsgebiet entzogen werden, und in benachbarte Teileinzugsgebiete gelangen. Dies führt zu gewissen Verschiebungen von Wasserbilanzen der einzelnen Teileinzugsgebiete.

4.4.2 DRAINAGES DANS LE BASSIN VERSANT OUEST DU MODELE HYDROGEOLOGIQUE DE REINACH

Divers plans et copies des conduites de drainage existantes ont servi de données de base pour évaluer l'influence sur les écoulements. Les plans du drainage sont plus ou moins schématisés et les réseaux ont été relevés à différentes dates. De plus, leur degré d'exhaustivité n'est pas connu.

Les informations suivantes, pertinentes pour les bilans hydrique et nitrates, ont pu être tirées des documents existants sur le drainage :

- Commune de Reinach : Des drainages rejoignent les ruisseaux Leibach et Dorfbach. Une partie de l'écoulement intermédiaire superficiel rassemblé par le drainage est alors soustrait au cycle hydrologique naturel et rapidement conduit vers le cours d'eau récepteur. Afin de prendre ceci en compte dans la modélisation de la nappe et du transport, les estimations du débit des cours d'eau faites lors des campagnes de terrain (10 l/s) ont été soustraites des écoulements des segments E et F de la limite.
- Commune Aesch : Des drainages s'infiltrèrent à deux endroits (Tannmatt et Butthollen) et alimentent ainsi directement les eaux souterraines. Comme les réseaux de drainage sont décalés par rapport à la topographie, l'eau de drainage peut être soustraite d'un bassin versant souterrain pour être conduite dans le sous-bassin versant voisin. Ceci conduit à certains décalages dans les bilans hydriques de l'un ou l'autre des sous-bassins versants.

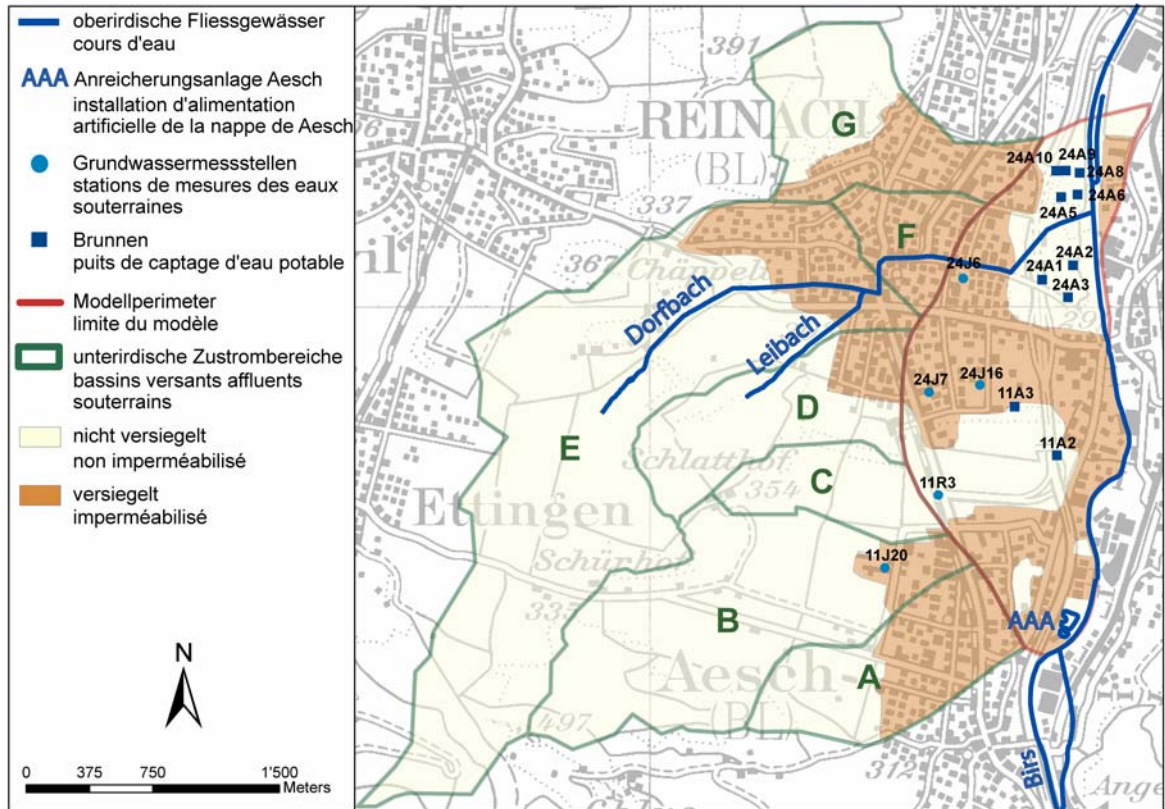


Abb. 4.4.1: Übersichtskarte über das Hauptuntersuchungsgebiet im Birstal in Reinach südlich von Basel. Eingezeichnet sind die beprobten Grundwassermessstellen und Oberflächengewässer. Für die Nitratkonzentration in den Grundwasserfassungen des westlichen Grundwasserstromes sind hauptsächlich die Nitratauswaschungen aus den Teileinzugsgebieten B und E verantwortlich.

Fig. 4.4.1 : Carte d'ensemble de la zone d'étude principale dans la vallée de la Birs à Reinach au sud de Bâle. Les stations de prélèvements des eaux souterraines et superficielles sont figurées. Les lessivages des nitrates dans les sous-bassins versants B et E sont les principaux responsables des fortes teneurs en nitrates dans les captages dans la partie Ouest de la nappe.

4.5 DISKUSSION OBERFLÄCHENWASSER

Die Nitratkonzentrationen in den Oberflächengewässern und Drainagen zeigen keine saisonale Schwankung wie z.B. das Bodenwasser. Nach starken Niederschlagsereignissen jedoch werden Konzentrationsspitzen gemessen. Diese Nitratspitzen waren umso höher, je kleiner das Gewässer ist. Lokale Auswaschungen von Nitrat tragen deshalb vorwiegend in kleinen Gewässern zu hohen Nitratkonzentrationen bei, in der Birs haben Niederschläge einen eher geringen Einfluss auf den Nitratgehalt. In den beiden Bächen Dorfbach und Leibach findet vom Ober- zum Unterlauf eine Verringerung der Nitratkonzentration statt. Die Isotopensignale lassen leider nicht erkennen, ob es sich um eine Reduktion durch die Aufnahme des Nitrates durch Pflanzen und Mikroorganismen, eine reine Verdünnung oder um eine Denitrifikation handelt. Vermutlich spielt letztere aber eher eine geringe Rolle.

4.5 DISCUSSION SUR LES EAUX SUPERFICIELLES

Les concentrations en nitrates dans les eaux superficielles et de drainage ne présentent pas de variation saisonale, comme par exemple l'eau du sol. Après de fortes précipitations, des pointes de concentration sont tout de même observées. Ces pics sont inversement proportionnel à la taille du cours d'eau. Le lessivage des nitrates local participe surtout aux concentrations en nitrates élevées dans les petits cours d'eau, alors que les précipitations ont un rôle plutôt faible sur la teneur en nitrates dans la Birse. Une diminution de la concentration en nitrates se produit entre l'amont et l'aval des deux ruisseaux Dorfbach et Leibach. Les signaux isotopiques ne permettent malheureusement pas de déceler si la réduction provient, d'une absorption des nitrates par des plantes ou des microorganismes, d'une simple dilution ou d'une dénitrification. Cette dernière joue probablement un rôle plutôt réduit.

Niederschlagsereignisse führen zu einer Reduktion der Ionenkonzentration in den Fliessgewässern, was in der Höhe der elektrischen Leitfähigkeit zu sehen ist. Gleichzeitig können aber Nitratspitzen festgestellt werden. Es scheint damit, dass das Nitrat aus der Düngung bei Niederschlägen direkt in die Fliessgewässer gelangt.

Die Isotopensignale der Fliessgewässer liegen in einem relativ schmalen Bereich, saisonale Schwankungen sind nicht auszumachen. Vor allem bei der Birse sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte äusserst nahe zusammen liegend, was auf eine konstante Nitratzusammensetzung schliessen lässt. Die Schwankungen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in der Birse sind etwas grösser. Hier könnte Nitrat aus dem Niederschlag eine Ursache dafür sein. Kleinere Gewässer oder die Drainagen können allerdings deutliche Ausreisser in den Isotopenverhältnissen zeigen. Diese waren vermutlich auf Hofdünger, Abwasser oder die Denitrifikation zurückzuführen. Lokal können somit grosse Unterschiede in der Nitratzusammensetzung auftreten, die durch kleinräumige Untersuchungen aufgezeigt werden. Im grossräumigen Massstab - der Beprobung der Birse - vermischen sich die lokalen Effekte und es resultieren relativ stabile Verhältnisse sowohl bezogen auf die Isotopensignatur wie auch auf die Nitratkonzentrationen.

4.6 ÜBERTRAGBARKEIT AUF DIE OBERRHEINEBENE

Eines der Ziele des Interreg-MoNit-Projektes war es, für das Projektgebiet Oberrheingraben möglichst allgemeingültige Angaben zur Stickstoffverlagerung vom Oberboden ins Grundwasser zu liefern und die Prozesse während dieser Verlagerung zu beschreiben. Nachfolgend wird deshalb auf die Übertragbarkeit der Resultate aus den Bodenwasseruntersuchungen des vorliegenden Teilprojektes auf die ganze Oberrheinebene eingegangen.

Die Böden der schweizerischen, französischen und deutschen Untersuchungsstandorte sind meist durchaus vergleichbar. Es handelt sich einerseits um Schotterböden und andererseits um Lössböden. Es bestehen jedoch grosse Unterschiede hinsichtlich der Anbau- und Düngerpraxis und der Nitratauswa-

Les précipitations produisent une réduction de la concentration en ions dans les cours d'eau, qui se reflète dans la valeur de la conductivité électrique. Mais en même temps, des pics de nitrates peuvent être constatés. Il apparaît ainsi qu'avec les précipitations, les nitrates arrivent directement dans les cours d'eau.

Les signaux isotopiques des cours d'eau évoluent dans une plage relativement étroite, sans variation saisonnière. Les valeurs $\delta^{15}\text{N}$ de la Birse surtout sont extrêmement proches, ce qui fait penser à une composition des nitrates constante. Les variations des valeurs $\delta^{18}\text{O}$ de la Birse sont un peu plus grandes. Les nitrates provenant des précipitations pourraient en être la cause. Des cours d'eau ou les drainages peuvent cependant présenter des compositions isotopiques nettement abérantes, qui sont probablement à mettre en relation avec des engrais de ferme, des eaux usées ou la dénitrification. Localement, la composition des nitrates peut présenter de grandes différences, qui sont mises en évidence par les études à petite échelle. A une échelle plus grande - le prélèvement dans la Birse - les effets locaux se superposent et il en résulte une composition relativement stable, pour les signaux isotopiques comme pour les concentrations en nitrates.

4.6 TRANSPPOSITION À LA PLAINE DU RHIN SUPÉRIEUR.

L'un des objectifs du projet Interreg-MoNit était, dans le cadre du fossé du Rhin supérieur, de fournir des indications les plus généralisables possibles sur le lessivage des nitrates depuis le sol vers la nappe, et de décrire les processus en jeu. Ce qui suit traite de la transposition des résultats des études sur l'eau du sol du présent sous-projet à l'ensemble de la plaine du Rhin supérieur.

Les sols des sites suisses, français et allemands étudiés sont presque entièrement comparables. Il s'agit, ou bien de sols alluviaux, ou bien de sols sur lœss. Par contre, il y a de grosses différences en ce qui concerne les types de cultures et les pratiques de fertilisation, ainsi que les caractéristiques de les-

schungscharakteristik. Dennoch lassen sich gewisse grundsätzliche Verhaltensweisen ableiten:

- Weder der Zeitpunkt noch die Menge der Düngung zeigten einen direkten Einfluss auf den Nitratgehalt im Bodenwasser. Es scheint, dass der Stickstoff während der Vegetationszeit direkt von den Pflanzen aufgenommen oder so im Boden gespeichert wird, dass es in dieser Zeit zu keiner Auswaschung kommt.
- Es gibt natürliche jahreszeitliche Schwankungen des Nitratgehaltes im Bodenwasser. Auswaschungsphasen finden im Herbst statt. Diese Auswaschung wird stark akzentuiert durch die Bewirtschaftung des Bodens und ist in den untersuchten Schotterböden deutlicher zu erkennen als in Lössböden.
- Der Überschuss an Stickstoff im Boden des im Frühjahr / Sommer ausgebrachten Düngers und von Pflanzenresten nach der Ernte wird hauptsächlich im Herbst nach der Ernte und Bodenbearbeitung ausgewaschen. An Standorten wo viel gedüngt wird, ist eine höhere Auswaschung zu erwarten, wobei der Bodentyp entscheidend für das Auswaschungspotenzial ist. In Lössböden wird weniger Nitrat ausgewaschen als in Schotterböden.
- Aufgrund der Nitrat-Isotopensignatur im Bodenwasser kann erkannt werden, dass an Standorten mit hohen Düngergaben ein Teil des Düngers direkt ausgewaschen wird. Bei geringeren Düngergaben zeigt das Nitrat-Isotopensignal eine Denitrifikation oder eine Mineralisation organischer Substanz an.
- Der zeitliche Verlauf der aufgefangenen Sickerwassermengen entspricht nur teilweise der über die Wasserbilanz berechneten Sickerperioden und Sickerwassermengen. Dies ist nicht erstaunlich, wird mit Saugkerzen doch je nach angelegter Saugspannung auch einen Teil des immobilen Bodenwassers beprobt.

sivage des nitrates. Un certain nombre de comportements de base se dégage toutefois :

- Ni la date d'épandage, ni la quantité de fertilisants n'influence directement la teneur en nitrates de l'eau du sol. Il semble que pendant la période végétative, l'azote soit directement absorbé par les plantes, ou qu'il soit stocké dans le sol de telle façon, qu'à ce moment-là, il n'y ait pas de lessivage.
- Il y a des variations naturelles saisonnières de la teneur en nitrates dans l'eau du sol. Les phases de lessivage se produisent en automne. Ce lessivage est fortement accentué par le travail du sol et plus marqué dans les sols alluviaux étudiés que dans les sols sur lœss.
- L'excès d'azote dans le sol, qui provient des engrais épandus au printemps / été et des résidus de récolte, est essentiellement lessivé en automne après la récolte et le travail du sol. Un lessivage plus élevé est attendu sur les sites fortement fertilisés, mais le type de sol est décisif pour le potentiel de lessivage. Les nitrates sont moins lessivés dans les sols sur lœss que dans les sols alluviaux.
- La signature isotopique des nitrates de l'eau du sol montre que, sur les sites très fertilisés, une partie des engrais est directement lessivée. Sur les sites moins fertilisés, la signature isotopique des nitrates fait apparaître une dénitrification ou une minéralisation de la matière organique.
- Les quantités d'eau percolée récoltée au cours du temps ne correspondent qu'en partie aux périodes de percolation et aux quantités calculées par le bilan hydrique. Ceci n'est pas étonnant, car une partie de l'eau immobile est aussi prélevée par les bougies poreuses en fonction de la dépression appliquée.

Neben diesem generellen Verhalten gibt es weitere sehr spezifische Unterschiede an den verschiedenen Standorten, die auf die unterschiedliche Bewirtschaftung wie Zeitpunkten mit Brache, Bewässerung der Felder und grosse Unterschiede in der Höhe der Düngergaben zurückzuführen sind. Beispielsweise nimmt an den schweizerischen Standorten der Nitratgehalt im Bodenwasser trotz Düngung im letzten Drittel der Wachstumsphase stark ab. Die Düngermengen liegen offensichtlich in einem Rahmen, das die Pflanzen und der Boden während der Wachstumsphase aufnehmen oder zurückhalten kann. An den Standorten in Frankreich hingegen, ist aufgrund der Kurvenverläufe anzunehmen, dass während der Kultur ein deutlich höherer Nitratgehalt im Bodenwasser als an den schweizerischen Standorten vorliegt. Die zwei- bis dreimaligen Düngergaben erfolgen mit 30 bis 120 kg N/ha (viermal mehr als in der Schweiz) meist im ersten Drittel der Kultur.

Im Kapitel Schlussfolgerungen und Empfehlungen wird auf diese Unterschiede eingegangen.

A côté de ces comportements généraux, des différences plus spécifiques entre les différents sites correspondent à des différences de pratiques culturales comme, la date de jachère, l'irrigation des champs et de grosses différences dans les quantités de fertilisants apportés. A titre d'exemple, la teneur en nitrates de l'eau du sol des sites suisses diminue fortement malgré un apport d'engrais au cours du dernier tiers de croissance. La quantité d'engrais est apparemment telle, que durant la phase de croissance, les plantes et le sol sont capables de l'absorber ou de la retenir. Sur les sites français par contre, il faut admettre, au vu de l'évolution des teneurs en nitrates, des concentrations dans l'eau du sol beaucoup plus élevées que dans les sites suisses. Les apports d'engrais sont effectués surtout dans le premier tiers de la culture, en deux à trois passages, soit de 30 à 120 kg N/ha (quatre fois plus qu'en Suisse).

Le chapitre Conclusions et recommandations traitent de ces différences.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Conclusions et recommandations

Im Projekt **Nitratherkunft** wurden die Prozesse, die zu einer Nitratwaschung vom Boden ins Grundwasser ablaufen, untersucht. Das Augenmerk lag einerseits in der Beschreibung der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse und der Bewirtschaftung der Standorte und andererseits in der Modellierung des Nitrates vom Boden ins Grundwasser und weiter in genutzte Trinkwasserbrunnen. Aus den intensiven Felduntersuchungen können untenstehende Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen abgegeben werden.

5.1 SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1.1 UNTERSUCHUNGEN DES BODENWASSERS UND DER BEWIRTSCHAFTUNG DER STANDORTE

Die Arbeiten in den drei Untersuchungsgebieten in der Schweiz, in Deutschland und in Frankreich zeigen ein generelles Verhalten bei der Nitratwaschung, das allerdings lokal grosse Unterschiede aufweisen kann. Generelle Schlussfolgerungen zur Nitratwaschung sind:

- Bei allen Bodenstandorten ist eine Saisonalität im Konzentrationsverlauf des Nitrates zu sehen. Die Auswaschung im Herbst ist an Ackerstandorten deutlich grösser als bei nicht bewirtschafteten Standorten.
- Weder der Zeitpunkt noch die Menge der Düngung zeigten einen direkten Einfluss auf den Nitratgehalt im Bodenwasser. Es scheint, dass der Stickstoff während der Vegetationszeit direkt von den Pflanzen aufgenommen oder so im Boden gespeichert wird, dass es in dieser Zeit zu keiner Auswaschung kommt.
- Die hauptsächliche Auswaschung des Nitrates erfolgt direkt nach der Ernte und wird durch Bodenbearbeitung und längere Brachezeiten verstärkt. Die Entfernung der oberirdischen und die Zerstörung der unterirdischen Vegeta-

Les processus entraînant un lessivage des nitrates du sol dans les eaux souterraines ont été étudiés dans le projet *Origine des nitrates*. L'accent est mis, d'un côté, sur la description des concentrations en nitrates dans l'eau du sol en fonction des propriétés du sol et des pratiques culturales du site, et d'un autre côté, sur la modélisation des nitrates depuis le sol jusque dans la nappe et au-delà dans les puits de captage d'eau potable exploités. Les études de terrain intensives ont permis de tirer les conclusions et de fournir les recommandations ci-dessous.

5.1 CONCLUSIONS

5.1.1 ETUDES SUR L'EAU DU SOL ET LES PRATIQUES CULTURALES DES SITES

Les travaux dans les trois zones d'étude, en Suisse, en Allemagne et en France, présente une évolution générale du lessivage des nitrates, qui peut cependant localement présenter de grandes différences. Les conclusions générales sur le lessivage des nitrates sont :

- Une saisonnalité dans l'évolution des concentrations en nitrates est visible sur tous les sites. Le lessivage automnal est nettement plus important dans les sites cultivés que dans les sites non travaillés.
- Ni la date d'épandage, ni la quantité de fertilisants n'influence directement la teneur en nitrates de l'eau du sol. Il semble que pendant la période végétative, l'azote soit directement absorbé par les plantes, ou qu'il soit stocké dans le sol de telle façon, qu'à ce moment-là, il n'y ait pas de lessivage.
- L'essentiel du lessivage des nitrates survient directement après la récolte. Il est renforcé par le travail du sol et les jachères prolongées. L'évacuation de la végétation aérienne et la destruction des parties sou-

tion vermindern sowohl die Evapotranspiration wie auch die Nitrataufnahme durch die Pflanzen deutlich. Dadurch werden das Bodenwasser und das darin gelöste Nitrat immer weniger im Oberboden gehalten und können zunehmend versickern. Das nach der Ernte im Boden verbleibende organische Material wird mineralisiert, vor allem in den sandigen und dadurch gut belüfteten und schnell erwärmten Böden. Durch die Bearbeitung des Bodens wird dieser Prozess verstärkt. Dabei wird Nitrat freigesetzt, das wegen der fehlenden Vegetationsdecke ausgewaschen werden kann. Es zeigte sich jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen dem Ausmass der mikrobiellen Bodenrespiration an der Bodenoberfläche und dem Nitratgehalt in der Bodenlösung in 60 cm Tiefe.

- Die Untersuchungsstandorte weisen jeweils charakteristische Nitrat-Isotopenmuster auf, die jedoch bei den bearbeiteten Böden markante Überlappungen aufweisen. Deutliche Unterschiede in den Isotopensignaturen können zwischen den unbearbeiteten Standorten (Wald) mit den Ackerstandorten gesehen werden.
- Wie die Nitrat-Isotopensignatur im Bodenwasser zeigt, wird an Standorten mit hohen Düngergaben ein Teil des Düngers direkt ausgewaschen. Bei geringeren Düngergaben zeigt das Nitrat-Isotopensignal eine partielle Denitrifikation oder eine Mineralisation organischer Substanz an.
- Die Modellierung mit dem Pflanze-Boden-Modell STICS liefert hohe, aber realistische Werte der Nitratauswaschung an den schweizerischen Standorten. Die Schwierigkeit bei der Modellierung liegt in der Berechnung des Zeitpunktes des Auftretens von Sickerwasser, was für die Berechnung der Nitratfracht entscheidend ist. Zur Kalibration des Modells wären deshalb reale Messungen der Sickerwassermenge wünschenswert.

terraines diminuent nettement l'évapotranspiration, ainsi que la fixation des nitrates par les plantes. De ce fait, l'eau du sol et les nitrates qui y sont dissous, sont de moins en moins retenus en surface du sol et le risque de lessivage augmente. Après la récolte, la matière organique restant dans le sol est minéralisée, surtout dans les sols sableux, à cause de leur bonne aération et de leur réchauffement rapide. Le travail du sol renforce ce processus. Les nitrates sont alors libérés et éventuellement lessivés, si la couverture végétale fait défaut. Il n'y a toutefois pas de relation directe visible entre l'intensité de la respiration microbienne du sol en surface et la teneur en nitrates de l'eau du sol à 60 cm de profondeur.

- Les sites étudiés présentent des signatures isotopiques caractéristiques, avec toutefois, des recouvrements marqués pour les sols travaillés. Les signatures isotopiques font apparaître des différences nettes entre les sites non travaillés (forêt) et les sites cultivés.
- La signature isotopique des nitrates de l'eau du sol montre que, sur les sites très fertilisés, une partie des engrais est directement lessivée. Sur les sites moins fertilisés, la signature isotopique des nitrates fait apparaître une dénitrification ou une minéralisation de la matière organique.
- La modélisation avec le modèle plante-sol STICS fournit, pour les sites suisses, des valeurs de lessivage des nitrates élevées mais réalistes. La difficulté de modélisation réside dans le calcul de la date d'occurrence du lessivage, ce qui est décisif pour le calcul du lessivage des nitrates. A cet effet, des valeurs concrètes de quantités percolées seraient souhaitables pour l'étalonnage du modèle.

5.1.2 WASSERFLUSS UND STOFFTRANSPORT VOM BODEN INS GRUNDWASSER UND IM GRUNDWASSER

Um Aussagen über die Nitratkonzentration im Grundwasser einzelner Trinkwasserbrunnen machen zu können, müssen neben den Prozessen, die zu einer Nitrat- auswaschung aus dem Boden führen, ebenfalls die Veränderungen des Nitratgehaltes in der ungesättigten Zone und die Strömungsverhältnisse im Grundwasser bekannt sein. Die durchgeführten Untersuchungen lassen folgende Schlüsse zu:

- Die Berechnung der Nitratauswaschung vom Boden ins Grundwasser und damit die Berechnung der Nitratkonzentration im Grundwasser ist sehr komplex. Entscheidend sind die Berechnung der Sickerwassermenge aus dem Boden und die Bestimmung einer möglichen Denitrifikation. Im vorliegenden Fall hat sich gezeigt, dass eine einfache Bilanzierung nach dem Ansatz von Köhne & Wendland (1992) und Gebel et al. (2005) die am plausibelsten scheinenden Resultate liefert. Die Reduktion der Nitratkonzentration in der ungesättigten Zone liegt im Untersuchungsgebiet in der Schweiz im Bereich von 20-50%.
- Um die Strömungsverhältnisse im Grundwasser zu verstehen, ist eine Modellierung notwendig. Allein mit den Daten der Nitratkonzentration oder der Isotopensignaturen kann keine abschliessende Beurteilung über die Nitratherkunft und damit Mischungsverhältnisse gemacht werden. Insbesondere bei der Interpretation der Isotopensignale können ohne Modellierung Schwierigkeiten auftreten, können doch beispielsweise ursprünglich differierende Isotopensignale einzelner Nitratquellen durch die Denitrifikation oder Mischungsprozesse zu ähnlichen Isotopenmustern im Grundwasser führen.
- Um Hinweise auf eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone zu erhalten, sind zudem Isotopenuntersuchungen des Bodenwassers und des Grundwassers notwendig. Über den Vergleich der Isotopenverhältnisse im Boden und im Grundwasser kann die Denitrifikationsrate bestimmt werden.

5.1.2 TRANSFERT D'EAU ET TRANSPORT ENTRE LE SOL ET LA NAPPE ET DANS LA NAPPE

Afin de pouvoir commenter les concentrations en nitrates de l'eau souterraine de certains puits de captage d'eau potable, il faut connaître, non seulement les processus produisant un lessivage des nitrates du sol, mais aussi les modifications de teneurs en nitrates dans la zone non saturée et les conditions d'écoulement souterrain. Les études réalisées amènent à formuler les conclusions suivantes :

- Le calcul du lessivage des nitrates depuis le sol dans la nappe et le calcul de la concentration en nitrates résultante dans la nappe est très complexe. Le calcul de la quantité percolée depuis le sol et l'identification d'une possible dénitrification sont décisifs. Dans le cas présent, un calcul de bilan simple, selon l'estimation de Köhne & Wendland (1992) et Gebel et al. (2005) s'est avéré fournir les résultats apparemment les plus vraisemblables. La réduction de la concentration en nitrates dans la zone non saturée se situe entre 20 et 50 % dans les sites étudiés en Suisse.
- Un modèle est nécessaire pour comprendre les conditions d'écoulement de l'eau souterraine. Les seules données des concentrations en nitrates ou des signatures isotopiques ne permettent pas de conclure sur l'origine des nitrates et des mélanges résultants. Sans modélisation, l'interprétation des signaux isotopiques peut être difficile, si par exemple les signaux isotopiques initialement différenciés de certaines sources de nitrates conduisent par dénitrification ou mélange à des signatures isotopiques identiques dans l'eau souterraine.
- Afin d'obtenir des indices sur la dénitrification dans la zone non saturée, il faut de plus des analyses isotopiques de l'eau du sol et des eaux souterraines. Leur comparaison permet d'estimer le taux de dénitrification.

- Im Grundwasser ist bei den meisten Messstellen ein grosses Spektrum in der Isotopensignatur zu sehen. Um Aussagen über die Herkunft des Nitrates machen zu können, sind deshalb mehrere Untersuchungen bei unterschiedlichen Grundwasserständen und Nitratkonzentrationen notwendig.

5.2 EMPFEHLUNGEN ZUR REDUKTION DER NITRATAUSWASCHUNG

Die hier gegebenen Empfehlungen zur Reduktion der Nitratauswaschung basieren auf den Resultaten der vorliegenden Untersuchungen. Sie decken sich weitestgehend mit den Empfehlungen aus den gesamten Interreg III Projektes "Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben" - MoNit. Die Empfehlungen lauten konkret:

- Umwandlung von Ackerstandorten in eine Dauergrünlandbewirtschaftung in Gebieten mit hohen Nitratbelastungen des Grundwassers. Als weitergehende Massnahme in besonders heiklen Zonen sollten neben der Dauergrünlandbewirtschaftung ökologischen Ausgleichsflächen (z.B. Hecken, Bunt- und Rotationsbrachen) geschaffen werden. Bei der Schaffung von Ausgleichsflächen ist eventuell eine Bezuschussung der Landwirte durch die lokalen Wasserwerke, oder Behörden auf den verschiedenen Ebenen erforderlich. In Deutschland wurden entsprechende freiwillige Vereinbarungen mit den Landwirten an diversen Orten sehr erfolgreich umgesetzt (z.B. im Fuhrberger Feld bei Hannover: http://www.waterclick.de/ff_wasser_und_landwirtschaft.cfm, oder in Bayern: http://www.bayern.de/lfw/service/download/nitrat/96_99/nitratbericht.pdf);
- Ausrichtung der Düngemenge und -termine auf den effektiven Bedarf der Kultur unter Berücksichtigung der gesamten Stickstoffbilanz (inkl. N-Deposition). Es hat sich gezeigt, dass selbst bei angenommener ausgeglichener Düngerbilanz ein Stickstoffüberschuss resultiert,

- La plupart des stations de mesure des eaux souterraines présente un large spectre de signature isotopique. Afin de pouvoir commenter l'origine des nitrates, plusieurs analyses correspondant à des situations hydrologiques et à des concentrations en nitrates différentes sont nécessaires.

5.2 RECOMMANDATIONS POUR LA REDUCTION DU LESSIVAGE DES NITRATES

Les recommandations livrées ici pour la réduction du lessivage des nitrates reposent sur les résultats des mesures collectées. A quelques détails près, elles recouvrent les recommandations de l'ensemble du projet Interreg III "Modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin supérieur" - MoNit. Les propositions concrètes portent sur :

- La conversion des sites cultivés en prairie permanente dans les secteurs de nappe fortement polluée par les nitrates. Dans les zones spécialement sensibles et en plus de cette conversion, des mesures complémentaires telles que les surfaces de compensation écologique (haies, jachères florale et tournante par ex.) devraient être mises en œuvre. Pour la mise en œuvre de ces surfaces de compensation, une subvention de l'agriculteur pourrait être requise auprès du fournisseur d'eau local ou de différents niveaux administratifs. En Allemagne, la mise en pratique de telles conventions volontaires avec les agriculteurs a été un plein succès à différents endroits (par ex. dans le Fuhrberger Feld à Hannover : http://www.waterclick.de/ff_wasser_und_landwirtschaft.cfm, ou en Bavière : http://www.bayern.de/lfw/service/download/nitrat/96_99/nitratbericht.pdf).
- L'ajustement des quantités et de la date de fertilisation aux besoins effectifs de la culture en prenant en compte la totalité du bilan azote (y compris les apports atmosphériques). Alors qu'un bilan de fertilisation est supposé équilibré, un excès d'azote peut ap-

der insbesondere durch die atmosphärische Stickstoffdeposition zustande kommt.

- Die Düngermenge kann weiter reduziert werden, indem auf den Anbau von wenig Dünger zehrenden Kulturen umgestellt wird.
- Die Brachezeit sollte minimiert werden, da in dieser Zeit das frei verfügbare Nitrat bei Niederschlagsereignissen verstärkt ausgewaschen wird. Diese Empfehlung gilt besonders für Schotterböden, da hier die Versickerungsraten grösser sind als in Lössböden.
- Da die Nitratauswaschung durch eine konventionelle Bodenbearbeitung zusätzlich verstärkt wird, sollte die No-till-Bewirtschaftung versucht werden (Direkteinsaat ohne vorheriges Pflügen oder Eggen des Bodens). Hierbei ist jedoch die durch die vermehrte Verunkrautung verschärfte Herbizidproblematik zu beachten. Dies gilt v.a. in Wasserschutz-zonen. Deshalb, wenn möglich, auf Kulturen umstellen, die wenig Herbizide benötigen.
- Die Nitratauswaschung kann generell reduziert werden, indem die Methoden der Permakultur und des biologischen Landbaus angewendet werden.

paraître, particulièrement à partir des apports azotés atmosphériques.

- La quantité de fertilisant peut encore être réduite en recourant à des cultures moins consommatrices.
- La durée de la jachère doit être réduite, car lors de ces périodes, les nitrates disponibles sont fortement lessivés par les précipitations. Cette recommandation vaut particulièrement pour les sols alluviaux, où les taux de lessivage sont plus élevés que dans les sols sur lèss.
- Comme le travail du sol conventionnel renforce encore le lessivage des nitrates, la pratique No-till devrait être expérimentée (semis-direct sans labourage ou hersage préalable du sol). Dans ce cas, le développement des mauvaises herbes, qui aggrave la problématique avec les pesticides est toutefois à prendre en compte, particulièrement dans les périmètres (zones) de protection des eaux. S'orienter alors si possible, vers des cultures nécessitant peu d'herbicide.
- Le lessivage des nitrates peut généralement être réduit en employant les méthodes de la permaculture et de l'agriculture biologique.

Namen und Anschriften der Autoren

Noms et directions des auteurs

Auckenthaler, Adrian, Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft, Rheinstrasse 29, 4410 Liestal

Seiberth, Christoph, GeoServe GmbH, Gartenweg 15, 5034 Suhr

Affolter, Annette, Kantonales Laboratorium Basel-Landschaft, Hammerstrasse 25, 4410 Liestal

Rüetschi, DANIEL, GeoServe GmbH, Gartenweg 15, 5034 Suhr

Epting, Jannis, Departement Geowissenschaften, Angewandte und Umweltgeologie, Universität Basel, Bernoullistr. 32, CH-4056 Basel

Huggenberger, Peter, Departement Geowissenschaften, Angewandte und Umweltgeologie, Universität Basel, Bernoullistr. 32, CH-4056 Basel

Heuer, Antje, Physische Geographie, Universität Trier, Campus II, 54286 Trier

Casper, Markus Physische Geographie, Universität Trier, Campus II, 54286 Trier

Literatur

Bibliographie

- ABOU-SEADA, M.N.I. (1986): Quantitative und qualitative Zusammensetzung der Stickstoffentgasung (Denitrifikation) verschiedener denitrifizierender Organismen in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration, dem pH-Wert, dem Sauerstoffpartialdruck und unterschiedlichen Böden. Dissertation, Universität Hohenheim.
- AMBERGER, A., SCHMIDT H.-L. (1987): Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikatoren für dessen Herkunft. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 51: 2699-2705.
- ANDERSON, M.P., WOESSNER, W.W. (1992): *Applied Groundwater Modeling*. Academic Press, San Diego.
- ANKEN, T. (2003): Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen. Dissertation, ETH Zürich.
- ANONYM (2001): Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung Juni 2001*, FAL, Reckenholz p. 81.
- APPEL, T., BRUNET, M.-D. (1995): Extractability of newly immobilized ¹⁵N by electroultrafiltration and 10 mM CaCl₂. 2. Extraction. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*.
- BEIMS, U. (1983): Planung, Durchführung und Auswertung von Gütepumpversuchen, Geohydrodynamische Erkundung-25.-Z. *Angew. Geol.*, 29 (10), 482-490; Berlin.
- BENCKISER, G., HAIDER, K., SAUERBECK, D. (1986): Field measurement of gaseous nitrogen losses from Alfisol planted with sugar beets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung & Bodenkunde*. 149: 249-261.
- BFL, BUWAL, (1998): Bundesamt für Landwirtschaft & Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Konzept zur Verminderung der Nitratbelastungen aus der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung, Bern, pp.1-22.
- BOHLEN, J.P. (2002): Earthworms. In: R. Lal. *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker. 370-373.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., VOERKELIUS, S., SCHMIDT, H.L. (1990): Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. *Journal of Hydrology*, 114: 413-424.
- BLUNIER, T., BARNETT, B., BENDER, M.L., HENDRICKS, M.B. (2002): Biological oxygen productivity over the last glacial termination from triple oxygen isotope measurements, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(3): 1-15.
- BRIGHAM YOUNG UNIVERSITY (2002): GMS 5.1. Groundwater Modeling System.
- BRISSON, N., GARY, C., JUSTES, E., ROCHE, R., MARY, B., RIPOCHE, D., ZIMMER, D., SIERRA, J., BERTUZZI, P., BURGER, P., BUSSIÈRE, F., CABIDOCHÉ, Y.M., CELLIER, P., DEBAEKE, P., GAUDILLIÈRE, J.P., HÉNAULT, C., MARAUX, F., SEGUIN, B., SINOQUET, H. (2003): An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18: 309-332.
- BROWN, G.G., DOUBE, D.B. (2004): Functional interactions between earthworms, microorganisms, organic matter, and plants. In: Edwards, C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*. second ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 213–239.
- DELUCA, T.H., KEENEY, D.R. (1995): Short-term transformation of applied ¹⁵NO₃ in prairie and cultivated soils. *Applied Soil Ecology* 2:131-135.

- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Band 238. Bonn, Wirtschafts und Verl.-Ges. Gas Wasser.
- FAC, BUWAL (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in den Gewässern im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. Bericht 1. Teil, Bern und Liebefeld.
- FÄH, E. (2003): Neotektonik und Geomorphologie im unteren Birstal. Diplomarbeit Universität Basel.
- FIBL (1998): Erarbeitung von Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung ins Grundwasser durch Anpassungsmassnahmen in der Landwirtschaft im Klettgau. Vorstudie 1998 Teil 1: Pflanzenbau. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick, 1-113.
- FOLORUNSO, O.A., ROLSTON, D.E. (1984): Spatial variability of fieldmeasured denitrification gas fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 48(6): 1214-1219.
- FUNK, R. (1993): Verlagerung und Abbau von Nitrat in tieferen Bodenschichten Süddeutscher Ackerstandorte. Dissertation, Technische Universität München.
- GARNIER, P., NÉEL, C., AITA, C., RECOUS, C., LAFOLIE, F., MARY, B. (2003): Modeling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *Europ. Journ. Soil Sci.* 54 (3): 555-568.
- GEBEL, M., KAISER, M., GRUNEWALD, K. (2005): Erstellung eines Bilanzmodells für den Nitratreintrag in das Grundwasser des Projektgebiets MONIT, Endbericht. TU Dresden, Vorhaben im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- GELHAR, L.W., WELTY, C., REHFELDT, K.R. (1992): A critical review of data on field scale dispersion in aquifers.-Water resources research, 28 (7), 1955-1974.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHUIN, R., STADELMANN, F., STICHER, H. (1997): *Bodenkunde*. Stuttgart: Thieme.
- GRAF, H., SCHÄFER, W. (2002): Simulation des Nitrattransports im Einzugsgebiet eines Wasserwerks. *Grundwasser* 4/2002, 233-242.
- HEYNS, H., KOHLMAYER, M., KUNTZE, H., NIEDER, H., OBERMANN, P. (1985): *Nitrat im Grundwasser, Herkunft, Wirkung und Vermeidung*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.
- HOFFMANN, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. *Texte 1, Umweltbundesamt*. 160 S.
- IMHOF, D. (1999): Tiefenverteilung und zeitlicher Verlauf von mikrobieller Biomasse und Bodenatmung unter Winterweizen in biologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Systemen. Diplomarbeit, Universität Basel.
- JANSSON, S.L., PERSSON, J. (1982): Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: Stevenson, F.J. (ed.). *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph. 22: 229-252.
- KELLMAN, L.M., HILLAIRE-MARCEL, C. (2003): Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 87-102.
- KNAPPE, S., RUSSOW, R. (1998): Multitracer-Untersuchungen zur Bestimmung der Sickerwasser- und Anionenbewegungen in monolithischen Lysimetern mit unterschiedlichen Bodenformen. *Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz*, 22: 17-24.
- KÖHNE, C., WENDLAND, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des Nitratabbaus im Boden. *Interner Bericht KFA-STE-IB-1/92*.
- LEU, D., BREDERMANN, R., DETTWEILER, J., HOIGNEE, J., STADELMANN, F.X. (1986): Bericht über Nitrate im Trinkwasser -

- Standortbestimmung 1985. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 77: 227-315.
- MARIOTTI, A., GERMON, J.C., HUBERT, P., KAISER, P., LETOLLE, R., TARDIEUX, A., TARDIEUX, P. (1981): Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: some principles; illustration fort he denitrification and nitrification processes. *Plant and Soil*, 61: 413-430.
- MARY, B., FRESNEAU, C., MOREL, J.L., MARIOTTI, A. (1993): C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biol. Biochem.* 25 (8): 1005-1014.
- MARY, B., RECOUS, S., DARWIS, D., ROBIN, D. (1996): Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*. 181 (1): 71-82.
- MCDONALD, M.C., HARBAUGH, B.R. (1988): MODFLOW, A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model. - U.S. Geological Survey, Open-file report 83-875.
- MENGIS, M., WEHRLI, B. (1998): Nitratlimination in Gewässern und ihre Auswirkung auf Nitratgehalte in Seen und Grundwasser. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 89: 723-729.
- MENGIS, M. (1999): Bestimmung der Herkunft von Nitrat in Trinkwasser anhand des Nitrat-Isotopengehalts. Mengis + Lorenz AG.
- MENGIS, M. (2000): Bestimmung der Herkunft von Nitrat in Trinkwasser anhand des Nitrat-Isotopengehalts. Bericht vom Baudepartement des Kantons Aargau, dem Gewässerschutzamt des Kantons Bern und dem Amt für Umwelt des Kantons Luzern, p. 26.
- Meteotest (RIHM, B., DÄLLENBACH, F.), (1999): Deposition von Stickstoffverbindungen in den Kantonen Basel-Stadt und Basellandschaft. Bericht im Auftrag des Lufthygieneamtes beider Basel. Meteotest, Fabrikstr. 14, 3012 Bern.
- NIEVERGELT, J. (2002): Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre beobachtet. *AGRARForschung* 9 (1): 28-33.
- OBERMANN, P. (1985): Die Belastung des Grundwassers aus landwirtschaftlicher Nutzung nach heutigem Kenntnisstand. In: Nieder, H. (Hrsg.). *Nitrat im Grundwasser*. Weinheim: VCH, 53-64.
- OSTROM, N.E., HEDIN, L.O., VON FISCHER, J.C., ROBERTSON, G.P. (2002): Nitrogen transformation and NO₃ removal at a soil stream interface: a stable isotope approach. *Ecological Applications* 12 (4): 1027-1043.
- OTTOW, J.C.G., FABIG, W. (1984): Einfluss der Sauerstoffbegasung auf die Denitrifikationsintensität (aerobe Denitrifikation) und das Redoxniveau unterschiedlicher Bakterien. *Landwirtschaftliche Forschung, Kongressband*: 453-470.
- PLATTNER, C. (1999): Die Nitratproblematik im Karstgebiet des Gempenplateau. *Regio Basiliensis*, 40 (3):187-201.
- PLATTNER, T. (2000): Nitrat im Bodenwasser der Böden des Einzugsgebietes der Schomelquelle (Gemeinden Gempen und Nuglar-St. Pantaleon, nördliches Gempenplateau). Diplomarbeit, Universität Basel.
- RENGER M. (2002): Sicker- und Fliesszeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.
- ROHMANN, U., SONTHEIMER, D. (1985): Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe (TH).
- RÜETSCHI, D. (2004): Basler Trinkwassergewinnung in den Langen Erlen – Biologische Reinigungsleistungen in den bewaldeten Wäasserstellen. Dissertation, Universität Basel. *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiographie*, 34.

- SCHLICHTING, E., BLUME, H.P., STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Pareys Studentexte 81, Berlin.
- SMITH R.L., (1991), HOWES, B.L., DUFF, J.H. (1991): Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55: 1815–1825.
- ROLSTON, D.E., RAO, P.S.C., DAVIDSON, J.M., JESSUP, R.E. (1984): Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. *Soil Science*. 137: 270-279.
- SCHUDEL, P. (1992): Untersuchung über die Nitratbelastung im Trinkwasser in Reinach BL. Bau- und Umweltschutzdirektion des Kantons Basel-Landschaft, Amt für Umweltschutz und Energie.
- TRÜBY, P. (1998): CO₂-Emission und C-Umsatz im Boden des Standorts Schluchsee. In: Raspe, S., Feger, K.H. & Zöttl, H.W. (Hrsg.): *Ökosystemforschung im Schwarzwald*. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg. Ecomed, Landsberg. 250-259.
- VOERKELIUS, S. (1990): Isotopendiskriminierung bei der Nitrifikation und Denitrifikation; Grundlagen und Anwendungen der Herkunfts-Zuordnung von Nitrat und Distickstoffmonoxid. Dissertation, TU München.
- WALTHER W., BECKER, K., GLIESCHE, C.G., PÄTSCH, M., SCHALLA, S. (2001): Zum Kenntnisstand über Umsetzung von Nährstoffen in der Dränzone und im Grundwasser und über deren Modellierung 1. Teil: Chemische und biologische Umsetzung. *Landnutzung und Landentwicklung* (42) Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin. 224-230.
- WELLS, E.R., KROTHER, N.C. (1989): Seasonal fluctuation in $\delta^{15}\text{N}$ of groundwater nitrate in a mantled karst aquifer due to macropore transport of fertilizer-derived nitrate. *Journal of Hydrology*, 112: 191-201.
- WÜTHRICH, Ch. (1994): Die biologische Aktivität arktischer Böden mit spezieller Berücksichtigung ornitologischer eutrophierter Gebiete (Spitzbergen und Finnmark). *Physiogeographica*, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Band 17, Geographisches Institut der Universität Basel, p. 222.
- WÜTHRICH, Ch., MÖLLER, I., TANNHEISER, D. (1999): CO₂-Fluxes in different plant communities of a high-Arctic tundra watershed (Western Spitsbergen). *Journal of Vegetation Science*, 10: 413-420.
- ZERULLA, W., ISERMANN, K., HEYNES, G. (1993): Einfluss langjährig unterschiedlicher N-Düngung auf Ertrag und N-Verlagerung im Bodenprofil verschiedener Ackerböden. *Agrobiological Research*, 46 (4): 277-285.
- ZHENG, C., 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. Contract report for U.S. Army Corps of Engineers SERDP 99. 239S.; Tuscaloosa, Alabama.
- ZEHNER, U., RAU, F. (2006): Erstellung eines Projektberichts über Untersuchungen an den Versuchsflächen Viehwegacker des IfuL Müllheim (INTERREG III Projekts MoNit).



Kanton Basel-Landschaft

