



Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL

 Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „März 2015“

Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL

 Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNG

KIT Karlsruher Institut für Technologie
IWG Institut für Wasser und Gewässerentwicklung,
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Lisa Kiemle
Dr. Stephan Fuchs

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
Referat 41 – Gewässerschutz
Kurt Henning

STAND

Oktober 2015

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

ZUSAMMENFASSUNG		5
1	EINLEITUNG	6
2	ENTWICKLUNG DER STOFFEINTRAGSMODELLIERUNG IN BADEN-WÜRTTEMBERG	7
3	MODELLIERUNG DER NÄHRSTOFFEINTRÄGE FÜR DIE AKTUALISIERUNG DER BEWIRTSCHAFTUNGSPLÄNE NACH WRRL	9
3.1	Einwohner	10
3.1.1	Aufbereitung der Eingangsdaten	10
3.1.2	Berechnungsansätze	10
3.2	Flächennutzung	12
3.2.1	Aufbereitung der Eingangsdaten	12
3.2.2	Berechnungsansätze	14
3.3	Wasserhaushalt	17
3.3.1	Aufbereitung der Eingangsdaten	17
3.3.2	Berechnungsansätze	17
3.4	Stickstoff- und Phosphor-Einträge	19
3.4.1	Kommunale Sammelkläranlagen	19
3.4.2	Industrielle Direkteinleiter	19
3.4.3	Urbane Flächen	19
3.4.4	Dezentrale Abwasserentsorgung	24
3.4.5	Erosion	25
3.4.6	Abschwemmung	29
3.4.7	Grundwasser	30
3.4.8	Natürlicher Interflow	31
3.4.9	Drainagen	32
3.4.10	Atmosphärische Deposition	34
3.5	Orthophosphat-Einträge	35
3.5.1	Kommunale Sammelkläranlagen	35
3.5.2	Industrielle Direkteinleiter	35
3.5.3	Urbane Flächen	35
3.5.4	Dezentrale Abwasserentsorgung	35
3.5.5	Erosion	36

3.5.6	Restliche Eintragspfade	36
3.6	Signifikanz der Belastungen durch diffuse Quellen	37
4	BERECHNUNGSERGEBNISSE	38
4.1	Landesweite Nährstoffeinträge	38
4.2	Nährstoffeinträge in den sechs Bearbeitungsgebieten	39
4.3	Flächenspezifische Nährstoffeinträge auf Wasserkörperebene	48
4.4	Signifikanz der Phosphorbelastungen durch diffuse Quellen	57
5	DISKUSSION	59
6	AUSBLICK	61
	LITERATURVERZEICHNIS	63
	QUELLENVERZEICHNIS	66
	GLOSSAR	69
	ANHANG	71
	Anhang 1: Software „MoRE“ als Werkzeug zur Stoffeintragsmodellierung	71
	Anhang 2: Schema des Eintragspfads Erosion	73
	Anhang 3: Nährstoffeinträge auf Ebene der Bearbeitungsgebiete	74
	Anhang 4: Kartendarstellungen zu Einträgen auf Wasserkörperebene für Eintragspfade	75

Zusammenfassung

Im Rahmen der Berichtspflichten zur Wasserrahmenrichtlinie war für die 1. Aktualisierung der Bestandsaufnahme eine Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung für Baden-Württemberg erforderlich. Es erfolgte daher eine Neuberechnung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer mit dem bereits bestehenden pfadspezifischen Emissionsmodell MONERIS-BW.

Durch die Umstellung auf eine neue Wasserkörperkulisse (164 WK) erfolgte eine Neuaufbereitung der Eingangsdaten der zuletzt berichteten Modellversion MONERIS-BW „Juni 2008“, bzw. sofern verfügbar eine Implementierung neuerer Eingangsdaten. Grundlegende Änderungen dieser aktualisierten MONERIS-BW Version „März 2015“ waren eine Aktualisierung der Landnutzung, des Wasserhaushaltsmodells, statistischer Daten wie Einwohner und Kanallängen, sowie der eingetragenen Frachten über Punktquellen.

Das Modell berechnet Frachten für Nährstoffeinträge aus punktuellen Belastungsquellen, aufgeschlüsselt in die Pfade:

- kommunale Kläranlagen
- industrielle Direkteinleiter
- urbane Flächen (Mischwasserentlastungen und Einleitungen über Regenwasserkanäle) und
- dezentrale Abwasserentsorgung.

Bei den diffusen Einträgen wird unterschieden in die Pfade

- Grundwasser
- Interflow
- Drainagen
- Abschwemmung
- Erosion und
- atmosphärische Deposition auf Wasserflächen.

Ziel dieses Berichtes ist die transparente Dokumentation der verwendeten Eingangsdaten und Berechnungsansätze dieser Version, sowie eine ausführliche Darstellung der Modellergebnisse, die auch in die baden-württembergischen Bewirtschaftungspläne 2015 eingegangen sind.

Landesweit lieferte die Modellierung der Nährstoffeinträge für die Fließgewässer folgende Ergebnisse:

- Stickstoff-Einträge: 78.867 t, davon 75,7 % über diffuse Eintragspfade und 24,3 % über Punktquellen
- Phosphor-Einträge (P_{ges}): 3.707 t, davon 54,4 % über diffuse Eintragspfade und 45,6 % über Punktquellen
- Orthophosphat-Einträge ($o-PO_4-P$): 2.267 t, davon 50,3 % über diffuse Eintragspfade und 49,7 % über Punktquellen

Nach Wasserrahmenrichtlinie steht im Dezember 2019 die nächste Überprüfung und gegebenenfalls eine Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Emissionen an. Das Modell soll bis zu diesem Zeitpunkt fortentwickelt werden, um die Prognosegüte weiter zu erhöhen. Zum einen ist eine Optimierung der Stoffeintragsmodellierung vorgesehen, wobei neben der Implementierung besserer Eingangsdaten auch eine Optimierung der Berechnungsansätze für die diffusen Pfade „Abschwemmung“ und „Erosion“ vorgesehen ist. Zum anderen soll das Modell um ein Gewässermodul erweitert werden, welches es ermöglicht, die modellierten Stoffeinträge unter Berücksichtigung von Abbau- und Retentionsprozessen im Gewässer aufzusummieren.

1 Einleitung

Mit dem Inkrafttreten der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) am 22. Dezember 2000 wurde ein klares Ziel vorgegeben: Das Erreichen eines „guten Zustandes“ für alle Oberflächengewässer und das Grundwasser bis zum Jahr 2015. Zur Umsetzung dieser Richtlinie sind die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, Bewirtschaftungspläne auf Flussgebietsebene zu erstellen. Diese müssen unter anderem eine Bestandsaufnahme der Belastungen mit einer Quantifizierung der Stoffeinträge in die Gewässer sowie ein Maßnahmenprogramm enthalten, um die Stoffeinträge bzw. die daraus resultierenden Gewässerbelastungen in solchem Maße zu reduzieren, dass der angestrebte gute Zustand erreicht werden kann.

In Baden-Württemberg wurde für die Bestandsaufnahme der Belastung der Fließgewässer durch Nährstoffeinträge sowie zur Maßnahmenplanung eine für Baden-Württemberg modifizierte Version MONERIS-BW (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2005) des von Behrendt et al. (1999) am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) entwickelten Stoffeintragsmodells MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) verwendet.

Die Stoffeintragsmodellierung mit MONERIS erfolgt pfadspezifisch auf Ebene von Bilanzgebieten, bei welchen es sich um hydrologische Einzugsgebiete handelt, die den Wasserkörpern entsprechen. Das Modell liefert Nährstoffeinträge aus punktuellen Belastungsquellen (Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter), Einträge über urbane Flächen (Mischwasserentlastungen und Einleitungen über Regenwasserkanäle) und Einträge über dezentrale Abwasserentsorgung. Weiterhin werden die diffusen Einträge über die Pfade „Grundwasser“, „Interflow“, „Drainagen“, „Abschwemmung“, „Erosion“ und „atmosphärische Deposition auf Wasserflächen“ ausgegeben. Die Ergebnisse der Modellierung ermöglichen es, die für die Stoffeinträge relevanten Pfade für jeden Wasserkörper zu identifizieren und stellen somit eine gute Grundlage für die Bestandsaufnahme der Belastungen dar, wie sie von der Wasserrahmenrichtlinie gefordert ist.

Ziel dieses Berichtes ist die umfassende Dokumentation der für die Bestandsaufnahme 2013 der Belastungen verwendeten MONERIS-BW Version „März 2015“, insbesondere der darin enthaltenen Berechnungsansätze und Eingangsdaten. Darüber hinaus werden ausführlich die Modellergebnisse dargestellt, die auch in die baden-württembergischen Bewirtschaftungspläne 2015 eingegangen sind. Einführend wird zunächst ein Überblick über die Entwicklung der Stoffeintragsmodellierung und den früheren Versionen von MONERIS-BW in Baden-Württemberg gegeben (Kapitel 2).

2 Entwicklung der Stoffeintragsmodellierung in Baden-Württemberg

Das im Auftrag des Umweltbundesamtes entwickelte Modell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems; Behrendt et al. 1999) wurde 2001 von der LfU für die Stoffeintragsmodellierung in Baden-Württemberg übernommen. Als Modellierungsgebiete wurden zunächst über 200 Einzugsgebiete (Aggregationsstufen der baden-württembergischen Basisgebiete) aus dem AWGN verwendet. Die Datenhaltung und alle Algorithmen wurden bis MONERIS-BW Version „Juni 2008“ in MS Excel geführt. Ab 2002 wurde das Modell als MONERIS-BW kontinuierlich weiterentwickelt.

In der MONERIS-BW Version „April 2003“ wurde auf die neue Gebietskulisse mit 116 Wasserkörpern (LfU 2002) umgestellt, welche Aggregationsstufen der baden-württembergischen Basis-Einzugsgebiete darstellen. In dieser Modellversion wurde außerdem der Erosionsansatz des IGB durch Ergebnisse des Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg (Gündra et al. 1995) ersetzt.

Die darauf folgende MONERIS-BW-Version „Februar 2004“ liegt der 1. Bestandsaufnahme der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2004 (LfU 2005) zugrunde und unterscheidet sich vom ursprünglichen MONERIS-Modell nach Behrendt et al. 1999 bereits in einigen wesentlichen Punkten. Als räumliche Modellierungsgrundlage wurden 116 Wasserkörper (LfU 2002) verwendet. Für die Modellierung wurden die Wasserhaushaltskomponenten „Basisabfluss“, „Interflow“ und „Direktabfluss“ des Wasserhaushaltsmodells LARSIM (Berechnung für die Jahre 1987-1996 mit Landnutzung nach LANDSAT 1993) verwendet, wobei nach Eisele (2003) in Abhängigkeit von der Geologie Abschlüge des Direktabflusses (Schwarzwald/Odenwald 25 %; Schwäbische Alb 37,5 %) dem Interflow zugeschlagen wurden. Die Stickstoff-Bilanz auf Gemeindeebene (Bach, Frede 2003) wurde mit fehlenden Einträgen von Gemüseflächen ergänzt und zur Abschätzung der Stickstoff-Konzentration im Interflow und Drainageabfluss verwendet. Als Stickstoff-Konzentration im Grundwasser wurden gemessene Werte (Mittelwert 1990-1999) aus dem Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg (LfU 2001) verwendet. Zur Bestimmung der Denitrifikationsraten wurde ein Regressionsansatz zwischen gemessenen und gerechneten N-Konzentrationen verwendet (Grundwasser/Sickerwasser). Dies ist nur im Zusammenhang mit Interflow- und Drainagekonzentrationen relevant. Der drainierte Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurde aus einer Befragung auf Ebene der Landkreise nach Bach et al. 2002 abgeleitet (LfU 2003; Regierungspräsidien). Die über Kläranlagen eingetragenen Frachten stammen aus dem Informationssystem Wasser, Abfall, Altlasten, Boden (WAABIS-AGS 2002), die eingetragenen Frachten von industriellen Direkteinleitern wurden aus der Direkteinleitererhebung 2002 entnommen. Da in einigen Wasserkörpern ein signifikanter Teil des N- und P-Stofftransportes unterirdisch stattfindet, wurden für diese Gebiete Transferfaktoren definiert.

Im Jahr 2005 erfolgte die Implementierung des nach der TU Dresden modifizierten Erosionsmoduls (Halbfaß & Grunewald 2004) in die MONERIS-BW Zwischenversion „Juni 2005“. Als Bestandteil der hier dokumentierten MONERIS-BW Version „März 2015“ erfolgt die detaillierte Erläuterung des Erosionsmoduls in Kapitel 3.4.5.

Einige grundlegende Veränderungen wurden in der darauf folgenden MONERIS-BW Version „Dezember 2005“ umgesetzt. Neben der Änderung der räumlichen Modellierungsgrundlage von 116 zu 149 Bilanzgebiete

ten wurden die Landnutzungsdaten nach LANDSAT 2000 für alle landnutzungsrelevanten Eintragspfade implementiert. Bei der Modellierung der Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM für die Jahre 1987-1996 lag hingegen noch die Landnutzung nach LANDSAT 1993 zugrunde. Der Abschlag des Direktabflusses wird nicht mehr wie bisher dem Interflow, sondern dem Basisabfluss zugeschlagen. Die Ableitung der Stickstoff-Konzentration im Interflow bzw. Drainageabfluss erfolgt nicht mehr aus den Stickstoff-Überschüssen nach Bach & Frede (2003), sondern wird aus der Stickstoff-Konzentration im Grundwasser (Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg, LfU 2001) entsprechend des IDAS-Berichts von Dezember 2004 (LfU 2004) zur Abschätzung und Bewertung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Baden-Württemberg hochgerechnet.

Im Rahmen der Erstellung der MONERIS-BW Version „November 2007“ erfolgte erneut eine Umstellung der räumlichen Modellierungsgrundlage auf 206 MONERIS-Gebiete. In dieser Version erfolgte zusätzlich zur Modellierung der Nährstoffeinträge erstmals eine Abschätzung des eingetragenen pflanzenverfügbaren Phosphors. Diese o-PO₄-P-Einträge wurden mithilfe eintragspfadspezifischer Faktoren aus den modellierten Gesamt-Phosphoreinträgen abgeleitet.

In der MONERIS-BW Version „Juni 2008“ wurden für dieselbe räumliche Modellierungsgrundlage weitere Änderungen eingearbeitet. Die Ergebnislieferung erfolgte jedoch aggregiert auf die damaligen 159 Wasserkörper. Für die Modellierung der Phosphoreinträge über die Pfade Abschwemmung und Erosion wurde auf einen Datensatz mit P₂O₅-Oberbodengehalten auf Gemarkungsebene (Mediane im Zeitraum 2001-2006) des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg (LTZA) für die Aufbereitung der stofflichen Eingangsdaten zurückgegriffen. Im Eintragspfad „Abschwemmung“ wurde dabei der Ansatz nach Scheinost (1995) zur Berechnung der P-Konzentration im Oberflächenabfluss verwendet, im Eintragspfad Erosion erfolgte die Ableitung von P_{ges} mithilfe der Formel nach Auerswald & Weigand (1999). Zwar wird in dieser Version auch die Landnutzung nach LANDSAT 2000 als Grundlage verwendet, allerdings in leicht abgeänderter Form. Da zur Optimierung des Eintragspfades „urbane Flächen“ die Siedlungsflächen nach ATKIS T2b (LV-BW, 2006) verwendet wurden, musste eine leichte Anpassung der LANDSAT-Daten vorgenommen werden, um die Gesamtfläche des Wasserkörpers nicht zu überschreiten. Im Zusammenhang mit der Integration der ATKIS-Siedlungsflächen wurden auch aktualisierte Einwohnerzahlen des Statistischen Landesamtes eingepflegt (Gesamteinwohnerzahl des Jahres 2006, Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung im Jahr 2004). Weiterhin erfolgte im Eintragspfad „urbane Flächen“ eine Überarbeitung, indem eine Differenzierung in die beiden Teileintragspfade „Mischwasserentlastungen“ und „Regenwasserkanäle im Trennsystem“ implementiert wurde. Da die entsprechenden Berechnungsansätze auch in der aktuellen Modellierungsversion verwendet werden (siehe Kapitel 3.4.3), wird an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen.

Im Jahr 2013 erfolgte im Auftrag der LUBW die Implementierung der Berechnungsansätze der MONERIS-BW Version „Juni 2008“ in das Werkzeug MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) zur Stoffeintragsmodellierung durch das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) am Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Nach der Reproduktion der Ergebnisse des Modellstands „Juni 2008“ mit MoRE wurden außerdem eine Aktualisierung der Eingangsdaten sowie eine Neuberechnung der Einträge als MONERIS-BW Version „November 2013“ vorgenommen. Dabei wurden die bestehenden Berechnungsansätze aus der MONERIS-BW Version „Juni 2008“ verwendet.

3 Modellierung der Nährstoffeinträge für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL

Die Berechnung der in diesem Dokument dargestellten Ergebnisse der MONERIS-BW Version „März 2015“ wurden mithilfe des Werkzeugs MoRE (Modeling of Regionalized Emissions, vgl. Anhang 1; Seite 71) vom IWG durchgeführt.

Die Berechnungsansätze der MONERIS-BW Version „Juni 2008“ wurden aus MS Excel in das MoRE System übertragen und wurden für die MONERIS-BW Version „März 2015“ übernommen. Da gleichzeitig eine Anpassung auf die zwischenzeitlich aktualisierte Wasserkörperkulisse von nun 164 Wasserkörper (LUBW 2013 / RIPS-AWGN) erfolgte, war eine direkte Übernahme der Eingangsdaten der vorherigen MONERIS-BW Version „Juni 2008“ nicht möglich. Daher wurden alle Eingangsdaten von neuem mit der aktualisierten Wasserkörperkulisse verschnitten und repräsentative Gebietswerte abgeleitet. Sofern verfügbar, wurden dabei aktuellere Eingangsdatensätze als bei der MONERIS-BW Version „Juni 2008“ verwendet. Grundlegende Änderungen waren der Umstieg auf die Landnutzung nach LANDSAT 2010 (LUBW 2010) sowie die Verwendung aktuellerer Modellierungsergebnisse des Wasserhaushaltsmodells LARSIM für Baden-Württemberg (LUBW 2013a). Für die Modellierung wurden dabei die mit Hilfe von LARSIM berechneten mittleren hydrologischen Verhältnisse der Jahre 2004-2010 für die Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ verwendet. Weiterhin fand eine Aktualisierung der Datensätze des Statistischen Landesamtes statt, indem sowohl für die Gesamteinwohnerzahl (StaLa 2010a), als auch für die Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung (StaLa 2010b) sowie die Kanallängen im Misch- bzw. Trennsystem (StaLa 2010c) Daten für das Jahr 2010 verwendet wurden. Als Einträge über Punktquellen wurden ebenfalls aktualisierte Kläranlagenfrachten für das Jahr 2010 (LUBW 2013 / WIBAS-AGS) bzw. Frachten von industriellen Direkteinleitern für das Jahr 2008 (LUBW 2013b) verwendet. Die verwendeten Datengrundlagen und Modellansätze werden nachfolgend ausführlich beschrieben.

Nachfolgend werden die im Modell verwendeten Eingangsdaten und Berechnungsansätze erläutert. Dabei wird analog zum Aufbau der Berechnungsalgorithmen zunächst die Berechnung von Einwohnern, Flächen sowie der Wasserbilanz und darauf basierend die Berechnung der Einträge dargestellt.

3.1 EINWOHNER

Bei der Modellierung werden für die Eintragspfade „urbane Flächen“ und „dezentrale Abwasserentsorgung“ die Anzahl der Einwohner mit Anschluss eine Kläranlage sowie die Anzahl der Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung auf Wasserkörperebene benötigt.

3.1.1 AUFBEREITUNG DER EINGANGSDATEN

Grundlage für die Aufbereitung der erforderlichen Eingangsdaten zu Einwohnern waren die folgenden statistischen Daten auf Gemeindeebene:

- Einwohner (gesamt) je Gemeinde im Jahr 2010 (StaLa 2010a); Fortschreibung (LUBW; Henning 2013) für die 1111 Gemeinden bei Abschluss der Gebietsreform 1971-1975
- Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung je Gemeinde im Jahr 2010 (StaLa 2010b); Fortschreibung (IWG; Kiemle 2013) für die 1111 Gemeinden bei Abschluss der Gebietsreform 1971-1975

Zunächst wurden die Einwohner mit Anschluss an eine Kläranlage (Entwässerung im Misch- oder Trennsystem) aus der Differenz der gesamten Einwohner und der Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung auf Gemeindeebene ermittelt.

Um die Einwohner mit Anschluss an eine Kläranlage (Ein_{wKA}) möglichst realitätsnah auf die Wasserkörper zu verteilen, wurden sie zunächst von Gemeinde- auf Gemarkungsebene verteilt. Dafür wurde ein Datensatz mit dem Anteil der Einwohner einer Gemarkung an den Einwohnern der zugehörigen Gemeinde (LUBW 2008; Henning) bei Abschluss der Gemeindereform 1971-1975 verwendet. Die so auf die Gemarkungen verteilten angeschlossenen Einwohner wurden mithilfe von ArcGIS flächenproportional auf die an eine Kläranlage angeschlossenen ATKIS-Siedlungsflächen verteilt. Von den Siedlungsflächen aus wurden sie demjenigen Wasserkörper zugewiesen, in dem sich die Siedlungsfläche befindet (Zuordnung über Zentroide).

Die Verteilung der Einwohner (Ein_{wDEZ}) mit dezentraler Abwasserentsorgung auf die Wasserkörper erfolgte in zwei Schritten. Zunächst wurden die Einwohner von Gemeindeebene flächenproportional auf die innerhalb der Gemeinden gelegenen (Zuordnung über Zentroide), dezentral entwässerten ATKIS-Siedlungsflächen, verteilt. Anschließend wurden sie von dort aus demjenigen Wasserkörper zugewiesen, in dem sich die Siedlungsfläche befindet (Zuordnung über Zentroide).

3.1.2 BERECHNUNGSANSÄTZE

Für die Modellierung der Nährstoffeinträge über Mischwasserentlastungen ist nicht die Anzahl der Einwohner mit Anschluss an die Kläranlage relevant, sondern die Anzahl der Einwohner mit Anschluss an die Mischkanalisation. Zur Ableitung dieser Information wurden statistische Daten zu Kanalisationslängen im Misch- bzw. Trennsystem auf Gemeindeebene (StaLa 2010c) zur Hilfe genommen. Basierend auf der Annahme, dass die Einwohner innerhalb eines Wasserkörpers gleichmäßig auf die versiegelte Fläche verteilt sind, werden die Einwohner mit Anschluss ans Mischsystem Ein_{wMS} aus den angeschlossenen Einwohnern Ein_{wKA} und dem Anteil der über das Mischsystem entwässerten angeschlossenen Siedlungsfläche Ant_{MS} berechnet:

$$Einw_{MS} = Einw_{KA} \cdot Ant_{MS} \quad (1)$$

$Einw_{MS}$ = Einwohner mit Anschluss an die Mischkanalisation [E]

$Einw_{KA}$ = Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation [E]

Ant_{MS} = im Mischsystem entwässerter Anteil der angeschlossenen Siedlungsfläche [-]

Der Anteil der über das Mischsystem entwässerten angeschlossenen Siedlungsfläche Ant_{MS} berechnet sich aus der Siedlungsfläche mit Anschluss an die Mischkanalisation $A_{vers, MS}$ (Aufbereitung siehe Kapitel 3.2.1) und der Siedlungsfläche mit Anschluss an eine Kläranlage A_{vers} :

$$Ant_{MS} = \frac{A_{vers,MS}}{A_{vers}} \quad (2)$$

Ant_{MS} = im Mischsystem entwässerter Anteil der angeschlossenen Siedlungsfläche [-]

A_{vers} = versiegelte Fläche [ha]

$A_{vers, MS}$ = Siedlungsfläche mit Anschluss an die Mischkanalisation [ha]

3.2 FLÄCHENNUTZUNG

3.2.1 AUFBEREITUNG DER EINGANGSDATEN

Die Eingangsdaten für die bei der Stoffeintragsberechnung verwendeten Flächen wurden aus folgenden Grundlagendatensätzen aufbereitet:

- WRRL-Wasserkörper (LUBW 2013 / RIPS-AWGN)
- ATKIS-Siedlungsflächen mit Anschluss an Kläranlage (LGL 2006)
- ATKIS-Siedlungsflächen mit dezentraler Abwasserentsorgung (LGL 2006)
- Landnutzung nach LANDSAT 2010 (LUBW 2010)

Die Fläche der Wasserkörper wurde direkt aus der shape-Datei (LUBW 2013 / RIPS-AWGN) übernommen und als Eingangsdatum importiert.

Die Landnutzung nach LANDSAT 2010 stellt eine Satellitenbilddatenauswertung aus multispektralen LANDSAT-TM5 Datensätzen der Jahre 2009 und 2010 dar und kann somit Fehlklassifikationen enthalten. Um bestmögliche Modellierungsergebnisse zu gewährleisten, sollten daher bei der Berechnung der Einträge über urbane Flächen nicht die Siedlungsflächen aus dem LANDSAT 2010 Datensatz, sondern die detaillierteren ATKIS-Siedlungsflächen verwendet werden. Für die saubere Aufbereitung der Eingangsdaten wurde daher zunächst ein kombinierter Landnutzungsdatensatz (Raster, 10 x 10m) erzeugt, indem die ATKIS-Siedlungsflächen über das LANDSAT-Raster gelegt und die darunterliegenden Informationen gelöscht wurden. Aus dem ursprünglichen LANDSAT-Datensatz wurden dabei vor allem Pixel der Klassen „Siedlung, dicht (10)“, „Siedlung, locker (20)“ und „Industrie (11)“ überschrieben. Durch Fehlklassifikationen waren jedoch auch Pixel aus anderen LANDSAT-Klassen betroffen. Die absoluten und prozentualen Flächen der einzelnen Landnutzungsdatensätze sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Durch das Zusammenführen des ATKIS-Siedlungsflächen-Datensatzes und der Landnutzung nach LANDSAT 2010 werden im kombinierten Landnutzungsdatensatz insgesamt 23 Klassen unterschieden. Alle 23 Klassen werden auf Wasserkörperebene aggregiert und gehen als Eingangsdaten in die Modellierung ein.

Tabelle 1: Überblick über verschiedene Landnutzungsdatensätze

ATKIS Layer t2A			komb. Landnutzungsdatensatz			MONERIS-Landnutzung		
Klasse	ha	%	Klasse	ha	%	Klasse	ha	%
Wohnbaufläche	137.570	42,0	Wohnbaufläche	137.570	3,8	50% zu versiegelt		
Industrie- und Gewerbefläche	62.316	19,0	Industrie- und Gewerbefläche	62.316	1,7	30% zu versiegelt		
gemischte Nutzung	96.959	29,6	gemischte Nutzung	96.959	2,7	Rest: 70% zu Grünland intensiv, 30% zu Mischwald		
besondere funktionale Prägung	19.748	6,0	besondere funktionale Prägung	19.748	0,6			
Wohnbaufläche	159	0,0	Wohnbaufläche	159	0,0			
Industrie- und Gewerbefläche	1.407	0,4	Industrie- und Gewerbefläche	1.407	0,0			
gemischte Nutzung	9.069	2,8	gemischte Nutzung	9.069	0,3			
besondere funktionale Prägung	341	0,1	besondere funktionale Prägung	341	0,0			
SUMME	327.569	100,0						
						versiegelte Flächen	134.955	3,8
						Restflächen	77.630	2,2
						Ackerflächen	1.307.338	36,6
						Grünflächen	629.608	17,6
						Waldflächen	1.404.334	39,3
						Wasserflächen	20.407	0,6
						SUMME	3.574.273	100,0

LANDSAT 2000			komb. Landnutzungsdatensatz		
Klasse	ha	%	Klasse	ha	%
Siedlung, dicht (10)	97.992	2,7	Siedlung, dicht (Reste)	8.025	0,2
Industrie (11)	67.561	1,9	Industrie (Reste)	38.653	1,1
Siedlung, locker (20)	117.478	3,3	Siedlung, locker (Reste)	21.103	0,6
Vegetationslos (80)	10.456	0,3	Vegetationslos (80)	7.399	0,2
Feuchflächen (170)	2.451	0,1	Feuchflächen (170)	2.450	0,1
Ackerflächen (40)	1.138.689	31,9	Ackerflächen (40)	1.059.517	29,6
Wein, Obstplantage (50)	91.768	2,6	Wein, Obstplantage (50)	84.275	2,4
Streuobst (60)	182.093	5,1	Streuobst (60)	174.861	4,9
Intensivgrünland (90)	392.075	11,0	Intensivgrünland (90)	382.659	10,7
Extensivgrünland (110)	103.746	2,9	Extensivgrünland (110)	100.805	2,8
Nadelwald (130)	493.015	13,8	Nadelwald (130)	492.506	13,8
Windwurf (139)	16.236	0,5	Windwurf (139)	16.214	0,5
Laubwald (140)	235.593	6,6	Laubwald (140)	234.549	6,6
Mischwald (150)	604.805	16,9	Mischwald (150)	603.280	16,9
Wasserflächen (160)	20.923	0,6	Wasserflächen (160)	20.407	0,6
SUMME	3.574.879	100,0	SUMME	3.574.273	100,0

3.2.2 BERECHNUNGSANSÄTZE

Die aus dem kombinierten Landnutzungsdatensatz aufbereiteten Eingangsdaten (23 Klassen, siehe Kapitel 3.2.1) werden im Modell im Sinne von MONERIS-BW Landnutzungsgruppen zusammengefasst. Diese Landnutzungsgruppen werden in den Modellierungsansätzen verwendet und sind nachfolgend beschrieben.

SIEDLUNGSFLÄCHE

Bei den ATKIS-Siedlungsflächen aus dem kombinierten Landnutzungsdatensatz (siehe Kapitel 3.2.1) werden die folgenden vier Objektarten unterschieden:

- 2111 Wohnbaufläche
- 2112 Industrie- und Gewerbefläche
- 2113 gemischte Nutzung
- 2114 besondere funktionale Prägung

Unabhängig von ihrer Objektart sind die Siedlungsflächen entweder an eine kommunale Kläranlage angeschlossen oder haben eine dezentrale Abwasserentsorgung. Die Siedlungsfläche mit Anschluss an eine Kläranlage ($A_{URB, KA}$) und die Siedlungsflächen mit dezentraler Abwasserentsorgung ($A_{URB, DEZ.}$) berechnen sich daher mit nachfolgenden Formeln:

$$A_{URB,KA} = A_{ATKIS\ 2111,KA} + A_{ATKIS\ 2112,KA} + A_{ATKIS\ 2113,KA} + A_{ATKIS\ 2114,KA} \quad (3)$$

$A_{URB, KA}$ = Siedlungsfläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2111, KA}$ = Wohnbaufläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2112, KA}$ = Industrie- und Gewerbefläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2113, KA}$ = Fläche gemischter Nutzung mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2114, KA}$ = Fläche besonderer funktionaler Prägung mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$$A_{URB,DEZ.} = A_{ATKIS\ 2111,DEZ} + A_{ATKIS\ 2112,DEZ} + A_{ATKIS\ 2113,DEZ} + A_{ATKIS\ 2114,DEZ}$$

$A_{URB, DEZ.}$ = Siedlungsfläche, dezentrale Abwasserentsorgung [ha]

$A_{ATKIS\ 2111, DEZ}$ = Wohnbaufläche, dezentrale Abwasserentsorgung [ha]

$A_{ATKIS\ 2112, DEZ}$ = Industrie- und Gewerbefläche, dezentrale Abwasserentsorgung [ha]

$A_{ATKIS\ 2113, DEZ}$ = Fläche gemischter Nutzung, dezentrale Abwasserentsorgung [ha]

$A_{ATKIS\ 2114, DEZ}$ = Fläche besonderer funkt. Prägung, dezentrale Abwasserentsorgung [ha]

VERSIEGELTE FLÄCHE

Die versiegelte Fläche A_{vers} wird aus den ATKIS-Siedlungsflächen mit Anschluss an eine Kläranlage abgeleitet. Dabei wird für Wohnbaufläche (2111) sowie Industrie- und Gewerbefläche (2112) ein Versiegelungsgrad von 50% (LfU 2003a; Haller), bei Flächen gemischter Nutzung (2113) und besonderer funktionaler Prägung (2114) von 30% angenommen (LfU 2003b; Haller):

$$A_{vers} = (A_{ATKIS\ 2111,KA} + A_{ATKIS\ 2112,KA}) \cdot 0,5 + (A_{ATKIS\ 2113,KA} + A_{ATKIS\ 2114,KA}) \cdot 0,3 \quad (4)$$

A_{vers} = versiegelte Fläche [ha]

$A_{ATKIS\ 2111, KA}$ = Wohnbaufläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2112, KA}$ = Industrie- und Gewerbefläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2113, KA}$ = Fläche gemischter Nutzung mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

$A_{ATKIS\ 2114, KA}$ = Fläche besonderer funktionaler Prägung mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

Die nicht versiegelte Fläche innerhalb der ATKIS-Siedlungsflächen wird zu 70 % (LfU 2006a) der Landnutzungskategorie Grünflächen und zu 30 % (LfU 2006b) der Landnutzungskategorie Waldflächen zugeschlagen.

Bei der versiegelten Fläche mit Anschluss an eine Kläranlage (A_{vers}) wird bei den Modellierungsansätzen zwischen Flächen mit Entwässerung im Mischsystem ($A_{\text{vers, MS}}$) und denen, die im Trennsystem entwässert werden ($A_{\text{vers, TS}}$) unterschieden. Der Anteil der beiden Entwässerungssysteme an der gesamten angeschlossenen versiegelten Fläche wurde aus auf Gemeindeebene vorliegenden Kanalisationslängen (StaLa 2010c) abgeleitet. Bei der Aufbereitung der Eingangsdaten wurde die Länge der Mischkanalisation und die halbe Länge der Trennkanalisation (unter der Annahme, dass Schmutz- und Regenwasserkanal parallel zueinander verlaufen) von Gemeindeebene flächenproportional auf die angeschlossenen ATKIS-Siedlungsflächen (LGL 2006) verteilt und von dort demjenigen Wasserkörper zugeordnet, in dem das Zentrum der Siedlungsfläche liegt.

ACKERFLÄCHEN

Die Gruppe Ackerflächen umfasst die LANDSAT-Klassen Acker (40), Wein, Obstplantage (50) und Streuobst (60) aus dem kombinierten Landnutzungsdatensatz:

$$A_{\text{Acker}} = A_{\text{LNkomb 40}} + A_{\text{LNkomb 50}} + A_{\text{LNkomb 60}} \quad (5)$$

A_{Acker} = Ackerflächen [ha]

$A_{\text{LNkomb 40}}$ = Ackerflächen aus kombinierter Landnutzung [ha]

$A_{\text{LNkomb 50}}$ = Wein, Obstplantage aus kombinierter Landnutzung [ha]

$A_{\text{LNkomb 60}}$ = Streuobst aus kombinierter Landnutzung [ha]

GRÜNFLÄCHEN

Die Gruppe Grünflächen umfasst die LANDSAT-Klassen Intensiv- und Extensivgrünland (90 und 110). Außerdem werden 70 % der nicht versiegelten Fläche der Siedlungsgebiete mit Anschluss an die Kläranlage den Grünflächen zugeschlagen. Bei den Modellierungsansätzen werden Grünflächen außerhalb von Siedlungen ($A_{\text{Grün, nicht urban}}$) und gesamte Grünflächen ($A_{\text{Grün}}$) unterschieden:

$$A_{\text{Grün, nicht urban}} = A_{\text{LNkomb 90}} + A_{\text{LNkomb 110}} \quad (6)$$

$A_{\text{Grün, nicht urban}}$ = Grünflächen außerhalb von Siedlungen [ha]

$A_{\text{LNkomb 90}}$ = Intensivgrünland aus kombinierter Landnutzung [ha]

$A_{\text{LNkomb 110}}$ = Extensivgrünland aus kombinierter Landnutzung [ha]

$$A_{\text{Grün}} = A_{\text{Grün, nicht urban}} + 0,7 \cdot (A_{\text{URB, KA}} - A_{\text{vers}}) \quad (7)$$

$A_{\text{Grün}}$ = Grünflächen [ha]

$A_{\text{Grün, nicht urban}}$ = Grünflächen außerhalb von Siedlungen [ha]

$A_{\text{URB, KA}}$ = Siedlungsfläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]

A_{vers} = versiegelte Fläche [ha]

WALDFLÄCHEN

Die Gruppe Waldflächen umfasst die LANDSAT-Klassen Nadelwald, Windwurf, Laubwald und Mischwald (130, 139, 140, 150). Außerdem werden 30 % der nicht versiegelten Fläche der Siedlungsgebiete mit Anschluss an die Kläranlage den Waldflächen zugeschlagen. Bei den Modellierungsansätzen werden Waldflächen außerhalb von Siedlungen ($A_{\text{Wald, nicht urban}}$) und die gesamten Waldflächen (A_{Wald}) unterschieden:

$$A_{Wald, nicht urban} = A_{LNkomb 130} + A_{LNkomb 139} + A_{LNkomb 140} + A_{LNkomb 150} \quad (8)$$

$A_{Wald, nicht urban}$ = Waldflächen außerhalb von Siedlungen [ha]
 $A_{LNkomb 130}$ = Nadelwald aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 139}$ = Windwurf aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 140}$ = Laubwald aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 150}$ = Mischwald aus kombinierter Landnutzung [ha]

$$A_{Wald} = A_{Wald, nicht urban} + 0,3 \cdot (A_{URB, KA} - A_{vers.}) \quad (9)$$

A_{Wald} = Waldflächen [ha]
 $A_{Wald, nicht urban}$ = Waldflächen außerhalb von Siedlungen [ha]
 $A_{URB, KA}$ = Siedlungsfläche mit Anschluss an eine Kläranlage [ha]
 $A_{vers.}$ = versiegelte Fläche [ha]

WASSERFLÄCHEN

In der bei der Modellierung verwendeten Wasserfläche ist ausschließlich die LANDSAT-Klasse 160 (Wasserflächen) enthalten.

$$A_{Wasser} = A_{LNkomb 160} \quad (10)$$

A_{Wasser} = Wasserflächen [ha]
 $A_{LNkomb 160}$ = Wasserflächen aus kombinierter Landnutzung [ha]

RESTFLÄCHEN

Die Restfläche umfasst neben den LANDSAT-Klassen 80 (vegetationslos) und 170 (Feuchtfächen) auch die LANDSAT-Siedlungsklassen 10 (Siedlung, dicht), 11 (Industrie) und 20 (Siedlung, locker). Bei diesen Siedlungsflächen, die der Modellierungsklasse „Restflächen“ zugeordnet wurden, handelt es sich um diejenigen Flächen, die durch die Projektion der ATKIS-Siedlungsflächen auf den Landnutzungsdatensatz nicht verdeckt wurden. Aufgrund der Tatsache, dass die ATKIS-Siedlungsflächen die realen Siedlungsflächen bereits sehr genau und besser repräsentieren, als der LANDSAT 2010 Datensatz, werden für die Modellierung ausschließlich die Flächen aus ATKIS als Siedlungsflächen verwendet:

$$A_{Rest} = A_{LANDSAT 10} + A_{LANDSAT 11} + A_{LANDSAT 20} + A_{LANDSAT 80} + A_{LANDSAT 170} \quad (11)$$

A_{Rest} = Restflächen [ha]
 $A_{LNkomb 10}$ = Siedlung, dicht aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 11}$ = Industrie aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 20}$ = Siedlung, locker aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 80}$ = vegetationslose Flächen aus kombinierter Landnutzung [ha]
 $A_{LNkomb 170}$ = Feuchtfächen aus kombinierter Landnutzung [ha]

3.3 WASSERHAUSHALT

3.3.1 AUFBEREITUNG DER EINGANGSDATEN

Die Aufbereitung von Eingangsdaten für den Wasserhaushalt erfolgte basierend auf Modellierungsergebnissen (LUBW 2013a), die von der Firma Hydron im Auftrag der LUBW mithilfe des Wasserhaushaltsmodells LARSIM berechnet wurden. Der Datensatz umfasst für die Jahre 1990-2010 halbjährlich die Wassermengen [mm/a] für die Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ für verschiedene Landnutzungsklassen auf einem 1 km²-Raster. Die bei der Modellierung in LARSIM verwendeten Landnutzungsklassen basieren auf der Landnutzung nach LANDSAT 2000 (LfU 2000), wobei die Siedlungs- und Industrieflächen (Klassen 10, 11, 20) für die Modellierung der Abflusskomponenten nach dem Schema in Tabelle 2 auf die Klassen „versiegelt“, „Grünland intensiv“ und „Mischwald“ verteilt werden.

Tabelle 2: Überblick über die in LARSIM verwendeten Landnutzungsklassen sowie Mittelwerte der modellierten Abflusskomponenten für Baden-Württemberg (mittlere hydrologische Verhältnisse der Jahre 2004-2010)

Klasse nach „Landnutzung nach LANDSAT 2000“	Code in LARSIM	Landnutzungsklassen in LARSIM	Direktabfluss [mm/a]	Interflow [mm/a]	Basisabfluss [mm/a]
Industrie (11) 50 % von Siedlung, dicht (10) 30 % von Siedlung, locker (20)	vers.	versiegelt	659	0	0
Ackerflächen (40)	40	Acker	88	58	196
Wein, Obstplantage (50)	50	Weinbau	85	47	159
Streuobst (60)	60	Obstbau	65	40	151
Brachland	70	Brachflächen	77	49	170
Vegetationslos (80)	80	Unbewachsener Boden	118	74	247
Intensivgrünland (90) 35% von Siedlung, dicht (10) 50 % von Siedlung, locker (20)	90	Grünland intensiv	143	78	197
Extensivgrünland (110)	110	Grünland extensiv	161	110	187
Nadelwald (130)	130	Nadelwald	176	110	137
Windwurf (139)	139	lockerer Baumbestand (LANDSAT-TM 1993) / Windwurf (LANDSAT-TM 2000)	97	58	118
Laubwald (140)	140	Laubwald	117	76	137
Mischwald (150) 15 % von Siedlung, dicht (10) 20 % von Siedlung, locker (20)	150	Mischwald	132	85	127
Wasserflächen (160)	160	Wasser	0	0	0
Feuchtfächen (170)	170	Feuchtfächen	104	59	202

Für die MONERIS-BW Version „März 2015“ wurden mittlere hydrologische Verhältnisse der Jahre 2004-2010 verwendet. Die Abflusskomponenten wurden für die einzelnen Landnutzungsklassen flächengewichtet (nach der jeweiligen in LARSIM zugrunde liegenden Fläche) auf Wasserkörperebene gemittelt und in dieser Form als Eingangsdatum für die Stoffeintragsmodellierung auf Wasserkörperebene verwendet.

3.3.2 BERECHNUNGSANSÄTZE

Der aus LARSIM ausgegebene Direktabfluss von versiegelten Flächen wird direkt auf die aktuellen versiegelten urbanen Flächen angewendet:

$$q_{dir\ versiegelt} = q_{dir\ LrsVers}. \quad (12)$$

Da bei der Modellierung nur die vier nicht versiegelten Landnutzungsgruppen „Ackerflächen“, „Grünflächen“, „Waldflächen“ und „Restflächen“ unterschieden werden, müssen zunächst die Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ für diese Gruppen durch Bildung eines flächengewichteten Mittelwerts abgeleitet werden (Tabelle 3). Da die aus LARSIM ausgegebenen Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ die drei entsprechenden Pfade „Abschwemmung“, „natürlicher Interflow“ und „Grundwasser“ im Modell nur unzureichend abbilden, wird, basierend auf der Arbeit von Eisele (2003), zur Korrektur regional ein Anteil f des Direktabflusses dem Basisabfluss zugeschlagen (Schwarzwald/Odenwald $f = 0,25$; Schwäbische Alb $f = 0,375$). Die regionale Ableitung des Anteils f erfolgte durch einen Vergleich der von Eisele (2003) ermittelten Abflüsse mit den modellierten Abflüssen aus dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM (Berechnung für die Jahre 1987-1996 mit Landnutzung nach LANDSAT 1993).

Tabelle 3: Schema zur Berechnung der Abflusskomponenten für die Modellierungsgruppen „Ackerflächen“, „Grünflächen“, „Waldflächen“ und „Restflächen“ aus den mit LARSIM modellierten Abflusskomponenten für die Landnutzungsklassen nach LANDSAT 2000

	Ackerflächen	Grünflächen	Waldflächen	Restflächen
	$i = 40,50,60$	$i = 90, 110$	$i = 130,139,140,150$	$i = 80, 170$
spezifischer Direktabfluss [mm/a]				
$q_{dir} = \frac{\sum_i q_{dir\ i} \cdot A_i}{\sum_i A_{dir\ i}} \cdot (1 - f)$	$q_{dir\ Acker}$	$q_{dir\ Grünland}$	$q_{dir\ Wald}$	$q_{dir\ Rest}$
spezifischer Interflow [mm/a]				
$q_{int} = \frac{\sum_i q_{int\ i} \cdot A_i}{\sum_i A_{int\ i}}$	$q_{int\ Acker}$	$q_{int\ Grünland}$	$q_{int\ Wald}$	$q_{int\ Rest}$
spezifischer Basisabfluss [mm/a]				
$q_{bas} = \frac{\sum_i q_{bas\ i} \cdot A_i}{\sum_i A_{bas\ i}} + \frac{\sum_i q_{dir\ i} \cdot A_i}{\sum_i A_{dir\ i}} \cdot f$	$q_{bas\ Acker}$	$q_{bas\ Grünland}$	$q_{bas\ Wald}$	$q_{bas\ Rest}$

3.4 STICKSTOFF- UND PHOSPHOR-EINTRÄGE

3.4.1 KOMMUNALE SAMMELKLÄRANLAGEN

Die Nährstofffrachten über kommunale Sammelkläranlagen wurden nicht im Modell berechnet, sondern es erfolgte ein direkter Import von Frachten für das Jahr 2010 (LUBW 2013 / WIBAS-AGS), die zuvor aus gemessenen Konzentrationen und Abflüssen berechnet wurden.

3.4.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINLEITER

Zur Ermittlung der Einträge über industrielle Direkteinleiter stand der Datensatz der WRRL Bestandsaufnahme (LUBW 2013b) der signifikanten anthropogenen Belastungen im Jahr 2010 aus industriellen Punktquellen zur Verfügung. Analog zu den kommunalen Sammelkläranlagen erfolgte auch hier ein direkter Import der Frachten ins System.

3.4.3 URBANE FLÄCHEN

Die Nährstoffeinträge über versiegelte urbane Flächen setzen sich aus den Einträgen über Mischwasserentlastungen im Mischsystem und Einträgen über Regenwasserkanäle im Trennsystem zusammen. Bei der Bilanzierung der Stickstoff-Einträge über urbane Flächen werden die Modellierungsergebnisse dieser beiden Teileintragspfade addiert. Bei den Phosphor-Einträgen wird auf die Summe der Einträge über Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle ein Zuschlag von 9 % für Akkumulation und Abtrag (LUBW 2008a; Ruf; Henning, angepasst 2013) gegeben.

Zunächst werden die Ansätze zur Berechnung der Einträge über Mischwasserüberläufe (3.4.3.1) dargestellt, im Anschluss wird die Berechnung der Einträge über die Regenwasserkanäle des Trennsystems erläutert (3.4.3.2).

3.4.3.1 MISCHWASSERENTLASTUNGEN

In der Mischkanalisation werden Abwässer aus Haushalten und Gewerbe zusammen mit Fremdwasser und Niederschlagswasser erfasst und der Kläranlage zugeführt. Wenn die Kläranlage oder die Kanalisation bei starken Niederschlagsereignissen nicht in der Lage ist, das gesamte Niederschlagswasser zu fassen, erfolgt eine Zwischenspeicherung in Regenüberlaufbecken (RÜB). Sofern dieses verfügbare Speichervolumen nicht ausreicht, wird das überschüssige Abwasser über Mischwasserüberläufe ins Gewässer eingeleitet.

ABWASSERSTRÖME IN DER MISCHKANALISATION

HÄUSLICHER ABFLUSS

Die Menge des häuslichen Abwassers Q_H berechnet sich aus der Anzahl der ans Mischsystem angeschlossenen Einwohner ($Einw_{MS}$) sowie einem einwohnerspezifischen häuslichen Abfluss (q_{Einw}) von 125 l/(E·d) (LUBW 2008a; Ruf; Henning):

$$Q_H = Einw_{MS} \cdot q_{Einw} \cdot \frac{365}{1000} \quad (13)$$

Q_H = häusliches Abwasser [m^3/a]

$Einw_{MS}$ = Einwohner mit Anschluss an das Mischsystem [E]

q_{Einw} = einwohnerspezifischer Abfluss [l/(E·d)]

Die Nährstofffrachten E_H , die über den häuslichen Abfluss in die Mischkanalisation gelangen, werden mithilfe der ans Mischsystem angeschlossenen Einwohner ($Einw_{MS}$) und einwohnerspezifischen Nährstofffrachten

(Fr_{Einw}) von 11 g/(E·d) für Stickstoff (ATV 1997) bzw. 2,5 g/(E·d) für Phosphor (LUBW 2008a; Ruf; Henning, nach UBA im Zusammenhang mit Berichten zur Kommunalabwasserrichtlinie) berechnet.

$$E_H = Einw_{MS} \cdot Fr_{Einw} \cdot \frac{365}{1000} \quad (14)$$

E_H = Nährstoffeinträge über häusliches Abwasser [kg/a]
 $Einw_{MS}$ = Einwohner mit Anschluss an das Mischsystem [E]
 Fr_{Einw} = einwohnerspezifische Nährstofffracht [g/(E·d)] für N=11/P=2,5

GEWERBLICHER ABFLUSS

Für die Berechnung der gewerblichen Abwassermenge (Q_G) werden zunächst Einwohnergleichwerte (EGW_G) für das Gewerbe abgeleitet, indem die Anzahl der ans Mischsystem angeschlossenen Einwohner ($Einw_{MS}$) mit Faktor 0,7 (gewichteter Mittelwert für Baden-Württemberg; LUBW 2008a; Ruf; Henning) multipliziert wird:

$$EGW_G = Einw_{MS} \cdot 0,7 \frac{EGW}{E} \quad (15)$$

EGW_G = Einwohnergleichwerte Gewerbe [EGW]
 $Einw_{MS}$ = Einwohner mit Anschluss an das Mischsystem [E]

Mithilfe eines spezifischen Abflusses q_G von 80 l/(EGW·d) (LUBW 2008a; Ruf; Henning) wird anschließend die gewerbliche Abwassermenge Q_G aus den Einwohnergleichwerten berechnet:

$$Q_G = EGW_G \cdot q_G \cdot \frac{365}{1000} \quad (16)$$

Q_G = gewerbliches Abwasser [m³/a]
 EGW_G = Einwohnergleichwerte [EGW]
 q_G = gewerblicher Abfluss je Einwohnergleichwert: 80 l/(EGW·d)

Die Einträge in die Mischkanalisation über das gewerbliche Abwasser (E_G) ergeben sich aus der berechneten Abwassermenge Q_G und den zugrunde gelegten Nährstoffkonzentrationen c_G von 20 mg/l für Stickstoff (LfU 2006a; Ruf) und 0,5 mg/l für Phosphor (LfU 2006b; Ruf):

$$E_G = \frac{Q_G \cdot c_G}{1000} \quad (17)$$

E_G = Nährstoffeinträge in die Mischkanalisation über gewerbliches Abwasser [kg/a]
 Q_G = gewerbliches Abwasser [m³/a]
 c_G = Nährstoffkonzentration im gewerblichen Abwasser [mg/l]

FREMDWASSER

Die Fremdwassermenge Q_F errechnet sich durch Multiplikation des Schmutzwasserabflusses (häusliches und gewerbliches Abwasser Q_H und Q_G) mit Fremdwasserzuschlägen (FWZ), die von Lucas (2003) für die Naturräume Baden-Württembergs abgeleitet wurden:

$$Q_F = (Q_H + Q_G) \cdot FWZ \quad (18)$$

Q_F = Fremdwasserabfluss in Mischkanalisation [m^3/a]
 Q_H = häusliches Abwasser [m^3/a]
 Q_G = gewerbliches Abwasser [m^3/a]
 FWZ = Fremdwasserzuschlag [-]

Bei der Ermittlung der Stofffrachten E_F , die mit dem Fremdwasser Q_F in die Kanalisation eingeleitet werden, werden die Grundwasserkonzentrationen c_{GW} für Stickstoff bzw. Phosphor (Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg (LfU 2001); siehe Kapitel 3.4.7) zugrunde gelegt:

$$E_F = \frac{Q_F \cdot c_{GW}}{1000} \quad (19)$$

E_F = Nährstoffeinträge in Mischkanalisation über Fremdwasser [kg/a]
 Q_F = Fremdwasserabfluss in Mischkanalisation [m^3/a]
 c_{GW} = Nährstoffkonzentration im Grundwasser [mg/l]

NIEDERSCHLAGSABFLUSS

Der Niederschlagsabfluss Q_N von versiegelten Flächen berechnet sich aus der ans Mischsystem angeschlossenen versiegelten Fläche $A_{\text{vers, MS}}$ sowie dem spezifischen Direktabfluss q_{vers} von versiegelten Flächen:

$$Q_N = A_{\text{vers, MS}} \cdot q_{\text{vers}} \cdot 10 \quad (20)$$

Q_N = Niederschlagsabfluss in Mischkanalisation [m^3/a]
 $A_{\text{vers, MS}}$ = versiegelte Fläche mit Anschluss ans Mischsystem [ha]
 q_{vers} = spezifischer Abfluss von versiegelten Flächen [mm/a]

Die über den Niederschlagsabfluss in die Kanalisation eingetragenen Nährstofffrachten (E_N) werden mithilfe der an das Mischsystem angeschlossenen versiegelten Fläche ($A_{\text{vers, MS}}$) und Oberflächenpotentialen (OFP) berechnet:

$$E_N = A_{\text{vers, MS}} \cdot \text{OFP} \quad (21)$$

E_N = Nährstoffeinträge in Mischkanalisation über Niederschlagsabfluss [kg/a]
 $A_{\text{vers, MS}}$ = versiegelte Fläche mit Anschluss ans Mischsystem [ha]
 OFP = Oberflächenpotential auf versiegelten Flächen [$\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$] für $N=\text{var.}/P=2,5$

Als Oberflächenpotential für Phosphor wird, wie auch in Behrendt et al. (1999), entsprechend dem Vorschlag von Brombach & Michelbach (1998) ein mittlerer von Wert von $2,5 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ verwendet. Für das Stickstoff-Oberflächenpotential OFP_N wird nach Behrendt et al. (1999) die atmosphärische Stickstoff-Depositionsrate Dep_N mit einem Zuschlag für Laubfall und tierische Exkremente von $4 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ versehen:

$$\text{OFP}_N = \text{Dep}_N + 4 \quad (22)$$

OFP_N = Stickstoff-Oberflächenpotential [$\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$]
 Dep_N = Stickstoff-Depositionsrate [$\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$]

Aus dem Niederschlagsabfluss Q_H und den über die Flächen und Oberflächenpotentiale berechneten Nährstofffrachten E_N lässt sich die Nährstoffkonzentration c_F im Niederschlagsabfluss berechnen:

$$c_N = \frac{E_N}{Q_N} \cdot 1000 \quad (23)$$

c_N = Nährstoff-Konzentration im Niederschlagsabfluss [mg/l]
 E_N = Nährstoffeinträge in Mischkanalisation über Niederschlagsabfluss [kg/a]
 Q_N = Niederschlagsabfluss in Mischkanalisation [m³/a]

TROCKENWETTERABFLUSS

Der Trockenwetterabfluss Q_T in der Mischkanalisation setzt sich aus Abwässern von Haushalten (Q_H) und Gewerbe (Q_G) sowie Fremdwasser (Q_F) zusammen:

$$Q_T = Q_H + Q_G + Q_F \quad (24)$$

Q_T = Trockenwetterabfluss [m³/a]
 Q_H = häusliches Abwasser [m³/a]
 Q_G = gewerbliches Abwasser [m³/a]
 Q_F = Fremdwasser [m³/a]

Die Nährstoff-Konzentration c_T im Trockenwetterabfluss wird somit folgendermaßen berechnet:

$$c_T = \frac{E_H + E_G + E_F}{Q_T} \cdot 1000 \quad (25)$$

c_T = Nährstoffkonzentration im Trockenwetterabfluss [mg/l]
 E_H = Nährstoffeinträge über häusliches Abwasser [kg/a]
 E_G = Nährstoffeinträge in die Mischkanalisation über gewerbliches Abwasser [kg/a]
 E_F = Nährstoffeinträge in Mischkanalisation über Fremdwasser [kg/a]
 Q_T = Trockenwetterabfluss [m³/a]

SPEICHERVOLUMEN & AUSBAUGRAD

Im Modell wird aus dem absoluten Speichervolumen (V) (LUBW 2010 / AGS) und der an das Mischsystem angeschlossenen versiegelten Siedlungsfläche ($A_{\text{vers, MS}}$) zunächst ein flächenspezifisches Speichervolumen (V_{spez}) berechnet. Basierend auf Brombach & Michelbach (1998) wird das flächenspezifische Speichervolumen auf einen maximalen Wert von 23,3 m³/ha begrenzt. Dieser Wert wurde unter den dort getroffenen Annahmen als erforderliches spezifisches Beckenvolumen für einen Ausbaugrad von 100 % abgeleitet:

$$V_{\text{spez}} = \frac{V}{A_{\text{vers, MS}}} \quad \text{max. } 23,3 \quad (26)$$

V_{spez} = spezifisches Speichervolumen [m³/ha]
 V = Speichervolumen m³
 $A_{\text{vers, MS}}$ = versiegelte Fläche mit Anschluss ans Mischsystem [ha]

Indem das flächenspezifische Speichervolumen durch das erforderliche spezifische Beckenvolumen von 23,3 m³/ha dividiert wird, errechnet sich der Ausbaugrad:

$$AG = \frac{V_{\text{spez}}}{23,3} \cdot 100 \quad (27)$$

AG = Ausbaugrad [%]
 V_{spez} = spezifisches Speichervolumen [m³/ha]

ENTLASTUNGSFALL

Die Nährstofffracht $E_{MWÜ}$, die über Mischwasserentlastungen ins Gewässer eingetragen wird, berechnet sich aus der entlasteten Wassermenge Q_E und der Entlastungskonzentration c_E :

$$E_{MWÜ} = \frac{Q_E \cdot c_E}{1000 \cdot 1000} \quad (28)$$

$E_{MWÜ}$ = Nährstoffeinträge über Mischwasserüberläufe [t/a]

Q_E = Entlastungsmenge [m^3/a]

c_E = Entlastungskonzentration [mg/l]

Um die Entlastungsmenge Q_E bestimmen zu können wird zunächst die Entlastungsrate RE [%] mithilfe des Ansatzes nach Meißner (1991) berechnet, in welchen die Jahresniederschlagshöhe (N_j [mm]), die Regenabflussspende (q_R mit $1 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$), (Brombach & Michelbach 1998, S. 16) und das spezifische Speichervolumen (V_{spez} , begrenzt auf maximal $23,3 \text{ m}^3/\text{ha}$) einfließen:

$$RE = \frac{\frac{4000 + 25 \cdot q_R}{0,551 + q_R}}{V_{spez} + \frac{36,8 + 13,5 \cdot q_R}{0,5 + q_R}} - 6 + \frac{N_j - 800}{40} \quad (29)$$

RE = Entlastungsrate [%]

q_R = Regenabflussspende: $1 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$

V_{spez} = spezifisches Speichervolumen [m^3/ha]

N_j = Jahresniederschlagshöhe [mm/a]

Die ins Gewässer entlastete Wassermenge Q_E ergibt sich aus der Entlastungsrate RE nach Meißner und dem Niederschlagsabfluss Q_N von den ans Mischsystem angeschlossenen versiegelten Flächen:

$$Q_E = \frac{RE}{100} \cdot Q_N \quad (30)$$

Q_E = Entlastungsmenge [m^3/a]

RE = Entlastungsrate [%]

Q_N = Niederschlagsabfluss in Mischkanalisation [m^3/a]

Die Berechnung der Entlastungskonzentration c_E erfolgt durch eine Mischungsrechnung zwischen dem Niederschlagsabfluss Q_N mit der Konzentration c_N und dem Trockenwetterabfluss Q_T mit der Konzentration c_T unter Verwendung des Mischungsverhältnisses m:

$$c_E = \frac{c_T + c_N \cdot m}{1 + m} \quad (31)$$

c_E = Entlastungskonzentration [mg/l]

c_T = Nährstoffkonzentration im Trockenwetterabfluss [mg/l]

c_N = Nährstoff-Konzentration im Niederschlagsabfluss [mg/l]

m = Mischungsverhältnis [-]

Das Mischungsverhältnis m (Verhältnis von Niederschlagsabfluss zu Trockenwetterabfluss) wird aus dem Ausbaugrad AG abgeleitet. Dabei wird angenommen (LUBW 2008a; Ruf; Henning), dass bei einem Ausbaugrad von 100 % ein Mischungsverhältnis von $m = 9$ vorliegt und ein Ausbaugrad von 0 % zu einem Mischungsverhältnis von $m = 3$ führt:

$$m = 3 + 6 \cdot \frac{AG}{100} \quad (32)$$

m = Mischungsverhältnis [-]
AG = Ausbaugrad [%]

3.4.3.2 REGENWASSERKANÄLE IM TRENNSYSTEM

Die Berechnung der Nährstoffeinträge E_{TS} über die Regenwasserkanäle im Trennsystem erfolgt über Oberflächenpotentiale (OFP) und die über das Trennsystem entwässerte versiegelte Fläche $A_{vers, TS}$:

$$E_{TS} = \frac{A_{vers, TS} \cdot OFP}{1000} \quad (33)$$

E_{TS} = Nährstoffeinträge über Regenwasserkanäle des Trennsystems [t/a]
 $A_{vers, TS}$ = versiegelte Fläche mit Anschluss ans Trennsystem [ha]
OFP = Oberflächenpotential auf versiegelten Flächen [kg/(ha·a)] für N=var./P=2,5

Als Oberflächenpotential für Phosphor wird entsprechend Brombach & Michelbach (1998) ein mittlerer Wert von 2,5 kg/(ha·a) verwendet. Das Stickstoff-Oberflächenpotential OFP_N von versiegelten Flächen errechnet sich wie auch im Mischwasserpfad (vgl. Formel (22)) aus der atmosphärischen Stickstoff-Depositionsrate Dep_N und einem Zuschlag von 4 kg/(ha·a) für Laubfall und tierische Exkrememente (Behrendt et al. 1999, S. 137):

$$OFP_N = Dep_N + 4 \quad (34)$$

OFP_N = Stickstoff-Oberflächenpotential [kg/(ha·a)]
 Dep_N = Stickstoff-Depositionsrate [kg/(ha·a)]

3.4.4 DEZENTRALE ABWASSERENTSORGUNG

Neben dem Bevölkerungsanteil mit Anschluss an eine Kläranlage über das Misch- oder Trennsystem sind im Jahr 2010 landesweit ca. 0,7 % der Bevölkerung nicht an die öffentliche Abwasserbeseitigung angeschlossen (StaLa 2010b). Hier erfolgt stattdessen eine dezentrale Abwasserentsorgung. In diese Kategorie fallen zum einen Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen oder abflusslose Gruben, zum anderen aber auch „Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation, aber ohne Anschluss an eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage“ (StaLa).

Die Bilanzierung der Einträge über die dezentrale Abwasserentsorgung erfolgt über die Einwohner ($Einw_{DEZ}$) und einwohnerspezifischen Frachten (Fr_{Einw}) von 11 g/(E·d) für Stickstoff (ATV 1997) und 2,5 g/(E·d) für Phosphor (LUBW 2008a; Ruf; Henning). Um den biologischen Abbau der Nährstoffe zu berücksichtigen, werden die daraus resultierenden Einträge mit Abbauraten (AR) von 0,3 für Stickstoff (LfU 2003b; Haller - mdl. Mitteilung) und 0,4 für Phosphor (LfU 2003a; Haller - mdl. Mitteilung) wie folgt verrechnet:

$$E_{DEZ} = Einw_{DEZ} \cdot \frac{Fr_{Einw} \cdot 365}{1000 \cdot 1000} \cdot (1 - AR) \quad (35)$$

E_{DEZ} = Nährstoffeinträge über dezentrale Abwasserentsorgung [t/a]
 $Einw_{DEZ}$ = Anzahl der Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung [E]
 Fr_{Einw} = einwohnerspezifische Nährstofffracht [g/(E·d)] für N=11/P=2,5
 AR = Abbaurate [-]

3.4.5 EROSION

Der Eintragungspfad Erosion lässt sich in drei Blöcke von Berechnungsansätzen unterteilen, die nachfolgend näher erläutert werden.

BERECHNUNG DES SEDIMENTEINTRAGS – TU DRESDEN 2004

Der Sedimenteintrags wurde 2004 im Auftrag der LfU von der TU Dresden berechnet (Halbfaß & Grunewald 2004) und erstmals in der MONERIS-BW Zwischenversion „Juni 2005“ verwendet.

Im von der TU Dresden verwendeten Verfahren wurden in einem ersten Schritt die hydrologisch an Fließgewässer angebotenen Flächen ermittelt. Dazu erfolgte basierend auf der Annahme, dass lineare Elemente die Fließwege unterbrechen eine Verschneidung des digitalen Höhenmodells 50 (DHM 50) mit linearen ATKIS-Elementen wie Straßen und Eisenbahnlinien sowie Siedlungs- und Grünflächen.

In einem zweiten Schritt wurde für die Rasterelemente des DHM 50 in Anlehnung an Voges (1999) eine Anbindungswahrscheinlichkeit an das Gewässernetz unter Verwendung der Faktoren Distanz zum Gewässer, potentieller Oberflächenabfluss und Bodenabtrag (kalkuliert nach Schmidt in Marks et al. (1992)) berechnet. Es werden Rasterelemente mit Anbindungswahrscheinlichkeiten > 50 % und < 50 % unterschieden. Bei der anschließenden Aggregation auf 1 x 1 km-Rasterebene werden die Anbindungswahrscheinlichkeiten für diese beiden Klassen (> 50 % und < 50 %) getrennt ermittelt.

Als dritter Schritt erfolgt eine Synthese der ersten beiden Schritte. Hierbei wird für die hydrologisch an Fließgewässer angebotenen Flächen aus dem Bodenabtrag und der Anbindungswahrscheinlichkeit der Sedimenteintrag auf 1 x 1 km Rasterebene berechnet. Dabei wird zunächst unterschieden in einen Sedimenteintrag von Teilflächen (50 x 50 m) mit einer Anbindungswahrscheinlichkeit > 50 % (sog. Sedimenthauptlieferflächen) und < 50 %.

Der Sedimenteintrag von den Sedimenthauptlieferflächen (Anbindungswahrscheinlichkeit > 50 %) berechnet sich aus dem Bodenabtrag (BA) und der mittleren Anbindungswahrscheinlichkeit (AbW > 50 %) wie folgt:

$$SED_{AbW>50\%} = BA \cdot \frac{AbW}{100} \quad \text{für } AbW > 50\% \quad (36)$$

$SED_{AbW>50\%}$ = Sedimenteintrag [t/a]
 BA = Bodenabtrag [t/a]
 AbW = Anbindungswahrscheinlichkeit [%]

Da sich nach dem oben beschriebenen Verfahren in Anlehnung an Voges (1999) für die Anbindungswahrscheinlichkeiten < 50 % zu hohe Werte ergeben, können diese nicht wie in Gleichung (36) in die Berechnung

des Sedimenteintrags einfließen. Stattdessen werden die mittleren Anbindungswahrscheinlichkeiten dieser Flächen entsprechend der Annahme berechnet, dass die Schleppkraft mit dem Gefälle abnimmt:

$$AbW = 0,8756 \cdot e^{0,1296 \cdot HN} \quad \text{für } AbW < 50\% \quad (37)$$

AbW = Anbindungswahrscheinlichkeit [%]
HN = Hangneigung [°]

Der Sedimenteintrag von hydrologisch angebundenen Teilflächen mit Anbindungswahrscheinlichkeiten < 50 % berechnet sich dementsprechend unter Verwendung der nach Gleichung (37) ermittelten Anbindungswahrscheinlichkeiten (AbW < 50 %) wie folgt:

$$SED_{AbW < 50\%} = BA \cdot \frac{AbW_{<50\%}}{100} \quad (38)$$

SED_{AbW<50%} = Sedimenteintrag von Flächen mit Anbindungswahrscheinlichkeit < 50 % [t/a]
BA = Bodenabtrag [t/a]
AbW < 50 % = Anbindungswahrscheinlichkeit < 50 % [%]

Der gesamte Sedimenteintrag je 1 x 1 km-Rasterelement ergibt sich aus der Summe der beiden ermittelten Teil-Sedimenteinträge

$$SED = SED_{AbW > 50\%} + SED_{AbW < 50\%} \quad (39)$$

SED = Sedimenteintrag [t/a]
SED_{AbW>50%} = Sedimenteintrag von Flächen mit Anbindungswahrscheinlichkeit > 50 % [t/a]
SED_{AbW<50%} = Sedimenteintrag von Flächen mit Anbindungswahrscheinlichkeit < 50 % [t/a]

STOFFEINTRAG OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER ANREICHERUNG – STAND MONERIS-BW VERSION „JUNI 2008“

Im Rahmen der Integration des Sedimenteintrags in die MONERIS-BW Version „Juni 2008“ wurde auf 1 x 1 km Rasterebene aus dem Sedimenteintrag von Acker- und Obst- bzw. Waldflächen (Halbfaß & Grunewald 2004) und den Nährstoffgehalten im Oberboden zunächst ohne Annahme einer Stoffanreicherung berechnet, welche Menge an Nährstoffen in die Gewässer eingetragen würde.

Dabei wurde ein Stickstoffoberbodengehalt von 1500 mg/kg (Prasuhn & Spiess 2004) für Waldflächen verwendet. Der Stickstoffgehalt im Oberboden von Acker- und Obstflächen wurde aus dem organischen Kohlenstoffgehalt der BÜK 200 (RP Freiburg, LGRB / RIPS) unter Annahme eines C:N-Verhältnisses von 10:1 (RP Freiburg, LGRB) abgeleitet.

Für Phosphor wurden für Acker- und Waldflächen dieselben P-Oberbodengehalte verwendet. Diese wurden aus P₂O₅-Oberbodengehalten von Ackerflächen (Medianwerte 2001-2006 auf Gemarkungsebene; LTZA) abgeleitet. Dafür wurden die auf Gemarkungsebene vorliegenden P₂O₅-Oberbodengehalte zunächst auf das 1 x 1 km Raster übertragen. Im Anschluss erfolgte die Umrechnung in P_{ges}-Oberbodengehalte nach Auerswald & Weigand (1999):

$$P_{ges} = \left(\frac{P_2O_5}{229} \cdot 5,9 + 0,6 \right) \cdot 1000 \quad (40)$$

P_{ges} = P_{ges} -Oberbodengehalt [mg/kg]

P_2O_5 = P_2O_5 -Oberbodengehalt [mg/100g]

Weiterhin wurden auf Ebene des 1 x 1 km Rasters aus dem Sedimenteintrag und dem Tongehalt (WaBoA, MUV; LfU 2004) der Toneintrag berechnet.

BERECHNUNG DER ANREICHERUNG – STAND MONERIS-BW VERSION „JUNI 2008“

Für die Modellierung der Anreicherung der Nährstoffe im Erosionsgut durch Korngrößenklassifizierung auf Ebene der Wasserkörper wurden folgende Daten von 1 x 1 km Rasterebene durch flächengewichtetes Aufsummieren innerhalb der Wasserkörper als Eingangsdaten aufbereitet:

- Sedimenteintrag (SED)
- Toneintrag (TE)
- Phosphor-Einträge über Erosion von Acker- und Obstflächen ohne Annahme einer Stoffanreicherung
- Stickstoff-Einträge über Erosion von Acker- und Obstflächen ohne Annahme einer Stoffanreicherung
- Phosphor-Einträge über Erosion von Waldflächen ohne Annahme einer Stoffanreicherung
- Stickstoff-Einträge über Erosion von Waldflächen ohne Annahme einer Stoffanreicherung

Im Modell wird zunächst aus dem absoluten Sedimenteintrag SED und der Wasserkörperfläche A_{WK} ein spezifischer Sedimenteintrag SED_{spez} berechnet:

$$SED_{spez} = \frac{SED}{A_{WK}} \quad (41)$$

SED_{spez} = spezifischer Sedimenteintrag [t/(km²/a)]

SED = Sedimenteintrag [t/a]

A_{WK} = Fläche des Wasserkörpers [km²]

Weiterhin wird aus dem Sedimenteintrag SED und dem Toneintrag TE ein mittlerer Tongehalt TG abgeleitet:

$$TG = \frac{TE}{SED} \cdot 100 \quad (42)$$

TG = mittlerer Tongehalt [%]

SED = Sedimenteintrag [t/a]

TE = Toneintrag [t/a]

Bei dem erodiertem Material von Ackerflächen ist im Gegensatz zu Waldflächen eine transportbedingte Anreicherung zu berücksichtigen. Dies geschieht mithilfe des Anreicherungsverhältnisses / Enrichment Ratio (ENR), welches in Abhängigkeit vom Tongehalt nach oben hin begrenzt wird (LUBW 2008c; Ruf; Henning):

$$ENR = a \cdot SED_{spec}^b \quad \text{mit } a = 7,2662 \text{ und } b = -0,3567$$

$$\text{wenn } ENR > -2,164 \cdot \ln\left(\frac{\text{Tongehalt}}{100}\right) + 0,4311$$

$$\text{dann } ENR = -2,164 \cdot \ln\left(\frac{\text{Tongehalt}}{100}\right) + 0,4311$$

ENR = Anreicherungsverhältnis / Enrichment Ratio [-]

SED = Sedimenteintrag [t/a]

a, b = empirische Konstanten

In Tabelle 4 sind stoffspezifische Werte für die empirischen Konstanten a und b zur Berechnung des Anreicherungsverhältnisses aufgelistet. Bei der Berechnung werden für die Konstanten a und b Werte verwendet, die das mittlere Verhalten beschreiben und sich aus den in Tabelle 4 aufgelisteten stoffspezifischen Werten ableiten:

$$a = 7,2662$$

$$b = -0,3567$$

Tabelle 4: Konstanten zur Berechnung des Anreicherungsverhältnisses aus der Literatur.

Stoff	a	b	Quelle
Cd	5,5	-0,22	Fuchs et al. 2002
Cr	6,3	-0,54	Fuchs et al. 2002
Cu	5,9	-0,26	Fuchs et al. 2002
Hg	6,3	-0,2	Fuchs et al. 2002
Ni	4,7	-0,38	Fuchs et al. 2002
Pb	3,2	-0,29	Fuchs et al. 2002
Zn	9,6	-0,42	Fuchs et al. 2002
N	7,7	-0,47	Behrendt et al. 1999
P	18,0	-0,47	Behrendt et al. 1999

Aus den Stickstoff- bzw. Phosphor-Einträgen über Erosion von Acker- und Obstflächen ($E_{ER, \text{Acker+Obst}}$) sowie von Waldflächen ($E_{ER, \text{Wald}}$) errechnen sich die Gesamteinträge E_{ER} von Stickstoff und Phosphor über Erosion nach folgender Formel:

$$E_{ER} = E_{ER, \text{Acker+Obst}} \cdot ENR + E_{ER, \text{Wald}} \quad (43)$$

E_{ER} = Nährstoffeinträge über Erosion [t/a]

$E_{ER, \text{Acker+Obst}}$ = Nährstoffeinträge über Erosion von Acker- und Obstflächen [t/a]

ENR = Anreicherungsverhältnis / Enrichment Ratio [-]

$E_{ER, \text{Wald}}$ = Nährstoffeinträge über Erosion von Waldflächen [t/a]

3.4.6 ABSCHWEMMUNG

Bei der Berechnung der Nährstoffeinträge über den Eintragspfad Abschwemmung werden die Einträge über Ackerflächen und Grünflächen getrennt betrachtet, da sich für diese beiden Landnutzungsgruppen sowohl der Direktabfluss als auch die darin enthaltenen Stoffkonzentrationen unterscheiden. Aufgrund der Annahme, dass im Direktabfluss von Waldflächen die Nährstoffkonzentrationen vernachlässigbar gering sind, werden für diese Landnutzung keine Einträge über Abschwemmung berechnet. Die Restflächen werden im Eintragspfad Abschwemmung den Grünflächen zugeschlagen. Somit setzen sich die Nährstoffeinträge E_{SR} über den Pfad Abschwemmung aus Einträgen über Ackerflächen $E_{SR, Acker}$ und Einträgen über Grünflächen $E_{SR, Grün}$ zusammen:

$$E_{SR} = E_{SR, Acker} + E_{SR, Grün} \quad (44)$$

E_{SR} = Nährstoffeinträge über Abschwemmung [t/a]
 $E_{SR, Acker}$ = Nährstoffeinträge über Abschwemmung von Ackerflächen [t/a]
 $E_{SR, Grün}$ = Nährstoffeinträge über Abschwemmung von Grünflächen [t/a]

Zur Berechnung der Einträge über Ackerflächen bzw. Grünflächen $E_{SR, Acker}$ bzw. $E_{SR, Grün}$ wird jeweils die entsprechende Fläche A (siehe Kapitel 3.2.2), der spezifische Direktabfluss q_{dir} (siehe Kapitel 3.3.2) sowie die Nährstoffkonzentration c_{dir} im Direktabfluss benötigt:

$$E_{SR, Acker} = \frac{A_{Acker} \cdot q_{dir, Acker} \cdot c_{dir, Acker}}{100 \cdot 1000} \quad (45)$$

$E_{SR, Acker}$ = Nährstoffeinträge über Abschwemmung von Ackerflächen [t/a]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $q_{dir, Acker}$ = spezifischer Direktabfluss von Ackerflächen [mm/a]
 $c_{dir, Acker}$ = Nährstoffkonzentration im Direktabfluss von Ackerflächen [mg/l]

$$E_{SR, Grün} = \frac{(A_{Grün} + A_{Rest}) \cdot q_{dir, Grün} \cdot c_{dir, Grün}}{100 \cdot 1000} \quad (46)$$

$E_{SR, Grün}$ = Nährstoffeinträge über Abschwemmung von Grünflächen [t/a]
 $A_{Grün}$ = Grünflächen [ha]
 A_{Rest} = Restflächen [ha]
 $q_{dir, Grün}$ = spezifischer Direktabfluss von Grünflächen [mm/a]
 $c_{dir, Grün}$ = Nährstoffkonzentration im Direktabfluss von Grünflächen [mg/l]

Die Basis zur Ermittlung der Stickstoffkonzentration (c_{dir}) im Direktabfluss bildet die jährliche Auswaschung von Stickstoff aus der Atmosphäre (Dep_N) durch den Niederschlag (N_j). Während bei Grünflächen davon ausgegangen wird, dass die Auswaschung aus dem Oberboden keine nennenswerte Rolle spielt, werden für Ackerflächen 0,3 mg/l N zur atmosphärischen Auswaschung hinzugerechnet:

$$c_{dir,Grün,N} = \frac{Dep_N \cdot 100}{N_j} \quad (47)$$

$$c_{dir,Acker,N} = \frac{Dep_N \cdot 100}{N_j} + 0,3$$

$c_{dir,Grün,N}$ = Stickstoffkonzentration im Direktabfluss von Grünflächen [mg/l]
 $c_{dir,Acker,N}$ = Stickstoffkonzentration im Direktabfluss von Ackerflächen [mg/l]
 Dep_N = Stickstoffdepositionsrate [kg/(ha·a)]
 N_j = Jahresniederschlagshöhe [mm/a]

Die Grundlage für die Ermittlung der Phosphorkonzentration $c_{P,dir}$ [mg/l] im Direktabfluss von Ackerflächen bzw. Grünflächen bildet ein Datensatz auf Gemarkungsebene mit den Medianwerten der P_2O_5 -Oberbodengehalte [mg/100 g Boden] für Ackerflächen und Grünflächen von 2001-2006 (LTZA). Zur weiteren Aufbereitung wurde dieser flächendeckende Datensatz mithilfe von Zentroiden auf ein 1 km²-Raster übertragen. Mithilfe des Ansatzes nach Scheinost (1995) erfolgte eine Umrechnung der P_2O_5 -Oberbodengehalte in eine Konzentration von gelöstem Phosphor im Direktabfluss:

$$c_{dir,P} = 10^{6,9 \cdot \sqrt{\frac{P_2O_5}{229}} - 2,3} \quad (48)$$

$c_{dir,P}$ = Phosphorkonzentration im Direktabfluss von Ackerflächen bzw. Grünflächen
 P_2O_5 = P_2O_5 -Oberbodengehalt für Ackerflächen bzw. Grünflächen [mg/100g]

Die Ableitung einer mittleren Phosphorkonzentration im Direktabfluss auf Wasserkörperebene ($c_{dir,WK,P}$) aus den für das 1 x 1 km Raster ermittelten Konzentrationen ($c_{i,dir,P}$) erfolgte gewichtet nach der Ackerfläche bzw. der Grünfläche ($A_{i,Acker}$ bzw. $A_{i,Grün}$) nach folgendem Schema:

$$c_{dir,WK,P} = \frac{\sum_i c_{i,dir,P} \cdot A_{i,Acker \text{ bzw. } Grün}}{\sum_i A_{i,Acker \text{ bzw. } Grün}} \quad (49)$$

$c_{dir,WK,P}$ = Phosphorkonzentration im Direktabfluss für Wasserkörper [mg/l]
 $c_{i,dir,P}$ = Phosphorkonzentration im Direktabfluss für Rasterzelle i [mg/l]
 $A_{i,Acker \text{ bzw. } Grün}$ = Acker- bzw. Grünfläche innerhalb der Rasterzelle i [ha]

3.4.7 GRUNDWASSER

Zur Aufbereitung der Nährstoffkonzentrationen im Grundwasser auf Wasserkörperebene standen Rasterdatensätze mit Nitrat- und Orthophosphat-Konzentrationen aus dem Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg (LfU 2001) zur Verfügung. Die beiden Raster mit einer Auflösung von 300 x 300 m wurden zunächst in 10 x 10 m Raster umgewandelt. Bei der Verschneidung der Raster mit den Wasserkörpern wurden die mittleren Konzentrationen verwendet und es erfolgte eine stöchiometrische Umrechnung in NO_3-N und $o-PO_4-P$.

Aus den Nährstoffkonzentrationen im Grundwasser (c_{GW}), dem spezifischen Grundwasserabfluss (q_{GW}) und der nicht versiegelten Fläche, die zur Grundwasserneubildung beiträgt (gesamte unversiegelte Fläche A_{unvers} abzüglich der drainierten Flächen A_{drain}) können die Nährstoffeinträge (E_{GW}) in das Grundwasser innerhalb der Wasserkörper berechnet werden:

$$E_{GW} = \frac{c_{GW} \cdot q_{GW} \cdot (A_{unvers} - A_{drain})}{100.000} \quad (50)$$

E_{GW} = Nährstoffeinträge über Grundwasser [t/a]
 c_{GW} = Nährstoffkonzentration im Grundwasser [mg/l]
 q_{GW} = spezifischer Grundwasserabfluss [mm/a]
 A_{unvers} = unversiegelte Fläche [ha]
 A_{drain} = drainierte Fläche [ha]

Der spezifische Grundwasserabfluss q_{GW} berechnet sich als flächengewichteter Mittelwert der Basisabflüsse von Ackerflächen, Grünflächen, Waldflächen und Restflächen nach folgender Formel:

$$q_{GW} = \frac{q_{bas,Acker} \cdot A_{Acker} + q_{bas,Grün} \cdot A_{Grün} + q_{bas,Wald} \cdot A_{Wald} + q_{bas,Rest} \cdot A_{Rest}}{A_{unvers}} \quad (51)$$

q_{GW} = spezifischer Grundwasserabfluss [mm/a]
 $q_{bas,Acker}$ = spezifischer Basisabfluss von Ackerflächen [mm/a]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $q_{bas,Grün}$ = spezifischer Basisabfluss von Grünflächen [mm/a]
 $A_{Grün}$ = Grünflächen [ha]
 $q_{bas,Wald}$ = spezifischer Basisabfluss von Waldflächen [mm/a]
 A_{Wald} = Waldflächen [ha]
 $q_{bas,Rest}$ = spezifischer Basisabfluss von Restflächen [mm/a]
 A_{Rest} = Restflächen [ha]
 A_{unvers} = unversiegelte Fläche [ha]

Die Grundwassereinzugsgebiete unterscheiden sich mancherorts signifikant von den oberirdischen Einzugsgebieten. Für die betroffenen Wasserkörper wird daher ein Transfer von Grundwasser mit den im Wasserkörper eingetragenen Nährstoffen in einen anderen Wasserkörper vorgenommen. In Tabelle 5 sind diejenigen Wasserkörper aufgeführt, die unterirdisch einen bestimmten Anteil in einen anderen Wasserkörper entwässern, als oberirdisch.

Tabelle 5: Wasserkörper mit Grundwassertransfer und zugehörige Transferfaktoren

Von Wasserkörper	Transfer-Anteil	Nach Wasserkörper
4001 - Neckargebiet mit Neckar oberh. Prim	0,62	4003 - Neckargebiet unterh. Prim bis inkl. Irslenbach
6001 - Breg	0,34	6051 - Flussbettkörper Donau oberh. Beuroner Tal (TBG 60)
6002 - Brigach	0,5	6051 - Flussbettkörper Donau oberh. Beuroner Tal (TBG 60)
6102 - Donaugebiet unterh. Stelzenbach bis inkl. Lauchert	0,1	4105 - Echaz
6102 - Donaugebiet unterh. Stelzenbach bis inkl. Lauchert	0,1	6251 - Donau ab Lauchert oberh. Zwiefalter Ach (TBG 62)
6201 - Ablach bis inkl. Ringenbach	0,1	1203 - Bodenseegebiet westl. Seefelder Aach mit Stockacher Aach
6202 - Ablach unterh. Ringenbach	0,1	1202 - Bodenseegebiet westl. Lipbach mit Seefelder Aach
6302 - Große Lauter	0,2	4105 - Echaz
6302 - Große Lauter	0,1	4106 - Neckargebiet unterh. Echaz oberh. Aich (Schwäbische Alb, Alb-Vorland)

3.4.8 NATÜRLICHER INTERFLOW

Die Nährstoffkonzentrationen im natürlichen Interflow werden aus den Konzentrationen im Grundwasser (vgl. Kapitel 3.4.7) abgeleitet. Dabei wird für Stickstoff angenommen, dass die Konzentration im Interflow doppelt so hoch ist, wie im Grundwasser (LfU 2004). Für Phosphor wird eine 1,5-fache Konzentration ver-

anschlagt (LfU 2006c). Bei der Berechnung der Nährstoffeinträge über natürlichen Interflow (E_{IF}) liegt analog zum Grundwasser-Pfad die gesamte unversiegelte Fläche zugrunde, die zur Grundwasserneubildung beiträgt (gesamte unversiegelte Fläche A_{unvers} abzüglich der drainierten Flächen A_{drain}):

$$E_{IF,N} = \frac{2 \cdot c_{GW} \cdot q_{IF} \cdot (A_{unvers} - A_{drain})}{100.000} \quad (52)$$

$$E_{IF,P} = \frac{1,5 \cdot c_{GW} \cdot q_{IF} \cdot (A_{unvers} - A_{drain})}{100.000}$$

$E_{IF,N}$ = Stickstoffeinträge über Grundwasser [t/a]
 $E_{IF,P}$ = Phosphoreinträge über Grundwasser [t/a]
 c_{GW} = Nährstoffkonzentration im Grundwasser [mg/l]
 q_{IF} = spezifischer Grundwasserabfluss [mm/a]
 A_{unvers} = unversiegelte Fläche [ha]
 A_{drain} = drainierte Fläche [ha]

Der spezifische Abfluss über natürlichen Interflow q_{IF} berechnet sich als flächengewichteter Mittelwert der Abflusskomponente Interflow von Ackerflächen, Grünflächen, Waldflächen und Restflächen nach folgender Formel:

$$q_{IF} = \frac{q_{int,Acker} \cdot A_{Acker} + q_{int,Grün} \cdot A_{Grün} + q_{int,Wald} \cdot A_{Wald} + q_{int,Rest} \cdot A_{Rest}}{A_{unvers}} \quad (53)$$

q_{IF} = spezifischer Interflow [mm/a]
 $q_{int,Acker}$ = spezifischer Interflow von Ackerflächen [mm/a]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $q_{int,Grün}$ = spezifischer Interflow von Grünflächen [mm/a]
 $A_{Grün}$ = Grünflächen [ha]
 $q_{int,Wald}$ = spezifischer Interflow von Waldflächen [mm/a]
 A_{Wald} = Waldflächen [ha]
 $q_{int,Rest}$ = spezifischer Interflow von Restflächen [mm/a]
 A_{Rest} = Restflächen [ha]
 A_{unvers} = unversiegelte Fläche [ha]

Da sich auch das Entwässerungsnetz des natürlichen Interflows vom oberirdischen Entwässerungsnetz unterscheidet, wird auch für diesen Eintragungspfad ein unterirdischer Wasser- bzw. Frachtentransfer durchgeführt. Die Gebiete und die Faktoren sind dabei dieselben, wie im Grundwasserpfad (siehe Tabelle 5).

3.4.9 DRAINAGEN

Der Eintragungspfad „Drainagen“ umfasst die Nährstoffeinträge über den Interflow und den Basisabfluss von drainierten Flächen (A_{drain}), die sich aus dem drainierten Anteil Ant_{drain} und der landwirtschaftlich genutzten Fläche berechnen. Als landwirtschaftliche Fläche werden in diesem Zusammenhang die kompletten Ackerflächen (A_{Acker}) sowie die Grünflächen außerhalb von Siedlungen ($A_{Grün, nicht urban}$) verstanden:

$$A_{drain} = Ant_{drain} \cdot (A_{Acker} + A_{Grün, nicht urban}) \quad (54)$$

A_{drain} = drainierte Fläche [ha]
 Ant_{drain} = drainierter Anteil an landwirtschaftlicher Fläche [-]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $A_{Grün, nicht urban}$ = Grünflächen außerhalb von Siedlungen [ha]

Der drainierte Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche basiert auf den Ergebnissen einer Befragung auf Ebene der Landkreise (LfU 2003; Regierungspräsidien, basierend auf Bach et al. 2002). Diese Daten lagen von der MONERIS-BW-Version „Februar 2004“ bereits als Eingangsdaten für die damaligen 116 Bilanzierungsgebiete vor. Da die jetzigen 164 Wasserkörper im Wesentlichen (bis auf die neu hinzugekommenen Flussbettwasserkörper) Aufteilungen der alten 116 Bilanzierungsgebiete darstellen, wurden die Eingangsdaten aus diesem alten Stand abgeleitet, indem einem Wasserkörper immer der Drainageanteil desjenigen Gebietes zugeordnet wurde, das innerhalb des Wasserkörpers die größte Fläche einnimmt.

Der im Eintragspfad „Drainagen“ wirksame spezifische Abfluss q_{drain} setzt sich aus den Abflusskomponenten Interflow $q_{\text{int, drain}}$ und Basisabfluss $q_{\text{bas, drain}}$ zusammen. Der Direktabfluss von den drainierten Flächen ist im Eintragspfad Abschwemmung berücksichtigt:

$$q_{\text{int, drain}} = \frac{q_{\text{int, Acker}} \cdot A_{\text{Acker}} + q_{\text{int, Grün}} \cdot A_{\text{Grün, nicht urban}}}{A_{\text{Acker}} + A_{\text{Grün, nicht urban}}} \quad (55)$$

$q_{\text{int, drain}}$ = spezifischer Interflow von drainierten Flächen [mm/a]
 $q_{\text{int, Acker}}$ = spezifischer Interflow von Ackerflächen [mm/a]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $q_{\text{int, Grün}}$ = spezifischer Interflow von Grünflächen [mm/a]
 $A_{\text{Grün}}$ = Grünflächen [ha]

$$q_{\text{bas, drain}} = \frac{q_{\text{bas, Acker}} \cdot A_{\text{Acker}} + q_{\text{bas, Grün}} \cdot A_{\text{Grün, nicht urban}}}{A_{\text{Acker}} + A_{\text{Grün, nicht urban}}} \quad (56)$$

$q_{\text{bas, drain}}$ = spezifischer Basisabfluss von drainierten Flächen [mm/a]
 $q_{\text{bas, Acker}}$ = spezifischer Basisabfluss von Ackerflächen [mm/a]
 A_{Acker} = Ackerflächen [ha]
 $q_{\text{bas, Grün}}$ = spezifischer Basisabfluss von Grünflächen [mm/a]
 $A_{\text{Grün}}$ = Grünflächen [ha]

$$q_{\text{drain}} = q_{\text{int, drain}} + q_{\text{bas, drain}} \quad (57)$$

q_{drain} = spezifischer Drainageabfluss [mm/a]
 $q_{\text{int, drain}}$ = spezifischer Interflow von drainierten Flächen [mm/a]
 $q_{\text{bas, drain}}$ = spezifischer Basisabfluss von drainierten Flächen [mm/a]

$$Q_{\text{Drain}} = q_{\text{Drain}} \cdot A_{\text{drain}} \quad (58)$$

Q_{drain} = Drainageabfluss [m^3/a]
 q_{drain} = spezifischer Drainageabfluss [mm/a]
 A_{drain} = drainierte Fläche [ha]

Aus dem Drainageabfluss Q_{drain} und den darin enthaltenen Nährstoffkonzentrationen berechnen sich die Einträge über den Eintragspfad Drainagen. Dabei wird im Drainageabfluss für Stickstoff das Doppelte (LfU 2004), für Phosphor das Anderthalbfache (LfU 2006c) der Grundwasserkonzentration c_{GW} angesetzt:

$$c_{drain,N} = 2 \cdot c_{GW,N} \quad (59)$$

$$c_{drain,P} = 1,5 \cdot c_{GW,P}$$

$c_{drain,N}$ = Stickstoffkonzentration im Drainageabfluss [mg/l]

$c_{GW,N}$ = Stickstoffkonzentration im Grundwasser [mg/l]

$c_{drain,P}$ = Phosphorkonzentration im Drainageabfluss [mg/l]

$c_{GW,P}$ = Phosphorkonzentration im Grundwasser [mg/l]

Die Nährstoffeinträge E_{DR} über drainierte Flächen berechnen sich aus der drainierten Fläche A_{drain} , dem spezifischen Drainageabfluss q_{drain} und den Nährstoffkonzentrationen c_{drain} in diesem Abfluss:

$$E_{DR} = \frac{A_{drain} \cdot q_{drain} \cdot c_{drain}}{1000 \cdot 1000} \quad (60)$$

E_{DR} = Nährstoffeinträge über drainierte Flächen [t/a]

A_{drain} = drainierte Fläche [ha]

q_{drain} = spezifischer Drainageabfluss [mm/a]

c_{drain} = Nährstoffkonzentration im Drainageabfluss [mg/l]

3.4.10 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Die Nährstoffeinträge über die Atmosphäre E_{AD} berechnen sich aus der Wasserfläche A_{Wasser} und atmosphärischen Depositionsraten für Stickstoff Dep_N bzw. Phosphor Dep_P :

$$E_{AD} = \frac{A_{Wasser} \cdot Dep}{1000} \quad (61)$$

E_{AD} = Nährstoffeinträge über atmosphärische Deposition [t/a]

A_{Wasser} = Wasserfläche [ha]

Dep = Nährstoffdepositionsrate [kg/[ha·a]] für N=var./P=0,37

Für die Ableitung von Stickstoff-Depositionsraten Dep_N auf Wasserkörperebene standen modellierte Daten des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) zur Verfügung. Verwendet wurde der in 2013 neu berechnete Datensatz für das Jahr 2010 (v2013) mit modellierten Gesamt-Depositionen (nass und trocken) von oxidiertem und reduziertem Stickstoff als 50 x 50 km Raster. Für Phosphor wurde nach Behrendt et al. (1999, S. 78) eine konstante Depositionsrate Dep_P von 0,37 kg/(ha·a) angenommen.

3.5 ORTHOPHOSPHAT-EINTRÄGE

Für Orthophosphat wird keine separate Stoffeintragsmodellierung durchgeführt, sondern die Orthophosphat-Einträge werden aus den P_{ges} -Einträgen abgeleitet, indem für jeden Eintragspfad ein Faktor verwendet wird, der den Anteil von $\text{o-PO}_4\text{-P}$ an P_{ges} beschreibt (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Anteil von Orthophosphat am Gesamtphosphor nach Eintragspfaden

Eintragspfad	Anteil von $\text{o-PO}_4\text{-P}$ an P_{ges}	Quelle
kommunale Kläranlagen	70 %	LUBW 2008b; Ruf; Henning
industrielle Direkteinleiter	50 %	LUBW 2008b; Ruf; Henning
urbane Flächen	60 %	LUBW 2008b; Ruf; Henning
dezentrale Abwasserentsorgung	60 %	LUBW 2008b; Ruf; Henning
Grundwasser	100 %	per Definition des Pfades
natürlicher Interflow	100 %	per Definition des Pfades
Drainagen	100 %	per Definition des Pfades
atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	100 %	Prasuhn et al. 1996
Abschwemmung	100 %	per Definition des Pfades
Erosion	5 %	LUBW 2008b; Ruf; Henning

3.5.1 KOMMUNALE SAMMELKLÄRANLAGEN

Bei den kommunalen Sammelkläranlagen wurde angenommen, dass es sich bei 70 % der Phosphor-Einträge um pflanzenverfügbaren Phosphor handelt. Diese Abschätzung (LUBW 2008b; Ruf; Henning) erfolgte auf der Grundlage von typischen Kläranlagen-Ablaufkonzentrationen.

3.5.2 INDUSTRIELLE DIREKTEINLEITER

Für industrielle Direkteinleiter wurde vorläufig ein pauschaler Anteil von 50 % gewählt (LUBW 2008b; Ruf; Henning) und muss, falls relevant, zukünftig ggf. einleiterscharf quantifiziert werden.

3.5.3 URBANE FLÄCHEN

Für den Eintragspfad „urbane Flächen“ kann für das entlastete Rohabwasser von gelösten oder kurzfristig löslichen P-Anteilen von 60% ausgegangen werden (LUBW 2008b; Ruf; Henning). Bei dem von befestigten Oberflächen abgeleiteten Regenwasser wird in Anlehnung an (Behrendt et al. 1999) angenommen, dass der Phosphor zu 20% aus der atmosphärischen Deposition stammt und es sich bei 80% um tierische und pflanzliche Abfälle handelt. Wie auch bei den Mischwasserentlastungen wird hier von einem Anteil von 60% an gelösten oder kurzfristig löslichen P-Anteilen ausgegangen.

3.5.4 DEZENTRALE ABWASSERENTSORGUNG

Da der Anteil der gelösten oder kurzfristig löslichen P-Anteile im Eintragspfad „dezentrale Abwasserentsorgung“ durch die Absetzwirkung der Anlagen und mangels Fällung oder biologischer P-Entfernung zumindest in der Größenordnung der Anteile bei Rohabwasser bleibt, wird auch hier der Anteil von 60 % des Eintragspfads „urbane Flächen“ verwendet.

3.5.5 EROSION

Der Eintrag von partikulärem Phosphor von unversiegelten Flächen hingegen wird im Eintragspfad Erosion bilanziert, wobei in diesem Pfad trotzdem von 5 % pflanzenverfügbarem Phosphor ausgegangen wird (LUBW 2008b; Ruf; Henning), weil es sich hier um kurzfristig lösliche P-Anteile handelt.

3.5.6 RESTLICHE EINTRAGSPFADE

Bei einigen Eintragspfaden handelt es sich bei den modellierten P_{ges} -Frachten zu 100 % um o- PO_4 -P bzw. um pflanzenverfügbaren Phosphor (gelöste oder kurzfristig lösliche P-Anteile).

Bei den oberirdischen Einträgen von nicht versiegelten Flächen werden per Definition die gelösten Anteile im Eintragspfad „Abschwemmung“ bilanziert (partikulär gebundener Phosphor wird im Eintragspfad Erosion erfasst), weshalb hier bereits bei der P_{ges} -Modellierung nur gelöster und damit pflanzenverfügbarer Phosphor berücksichtigt wird und somit der Anteil von o- PO_4 -P an P_{ges} 100 % beträgt.

Auch über die unterirdischen Eintragspfade „Grundwasser“ und „Natürlicher Interflow“, sowie „Drainagen“ werden per Definition nur gelöste Verbindungen transportiert. Daher werden auch hier bereits bei der Modellierung von P_{ges} als stoffliche Eingangsdaten die Orthophosphat-Konzentrationen aus dem Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg (LfU 2001) zugrunde gelegt. Der Anteil von o- PO_4 -P an P_{ges} beträgt somit 100 %.

Auch für den Eintragspfad „atmosphärische Deposition“ kann nach Prasuhn et al. (1996) von 100% wasserlöslichem Anteil ausgegangen werden, welcher entweder als o- PO_4 -P vorliegt oder kurzfristig umgewandelt werden kann.

3.6 SIGNIFIKANZ DER BELASTUNGEN DURCH DIFFUSE QUELLEN

Eine wichtige Fragestellung bei der Bewertung der Modellierungsergebnisse ist, in welchen Wasserkörpern die Phosphoreinträge über diffuse Quellen eine signifikante Belastung darstellen. Dabei werden die diffusen Einträge aus einem Wasserkörper dann als signifikant eingestuft, wenn sie die halbe Signifikanzschwelle [t/a] überschreiten, da die Einträge über diffuse Quellen landesweit ca. 50 % ausmachen:

$$\text{Signifikant, wenn: } E_{diff} \geq \frac{1}{2} \cdot E_{diff,limit} \quad (62)$$

E_{diff} = Nährstoffeinträge über diffuse Quellen [t/a]

$E_{diff,limit}$ = Signifikanzschwelle [t/a]

Die Signifikanzschwelle berechnet sich durch Multiplikation der Jahresabflusssumme (aller Abflusskompartimente von allen Landnutzungen, kein Transfer von Interflow und Basisabfluss) eines Wasserkörpers mit dem Orientierungswert sowie dem Faktor 4/3, um zu berücksichtigen, dass derzeit nur Einträge in die Gewässer, aber keine Abbau- und Retentionsprozesse im Gewässer modelliert werden:

$$E_{diff,limit} = Q_{tot,nottrans} \cdot OW \cdot \frac{4}{3} \quad (63)$$

E_{diff} = Nährstoffeinträge über diffuse Quellen [t/a]

$Q_{tot,nottrans}$ = Jahresabflusssumme, ohne Transfer von Interflow und Basisabfluss

OW = Orientierungswert [mg/l]

Die verwendeten Orientierungswerte für P_{ges} und o- PO_4 -P sind in Abhängigkeit von den Fließgewässertypen aus der Rahmenkonzeption Monitoring (LAWA-AO 2015) entnommen. Daraus ergibt sich für P_{ges} landesweit ein Orientierungswert von 0,2 mg/l, für o- PO_4 -P im Alpenvorland ein Wert von 0,05 mg/l, in den übrigen Gegenden Baden-Württembergs ein Wert von 0,07 mg/l.

4 Berechnungsergebnisse

4.1 LANDESWEITE NÄHRSTOFFEINTRÄGE

Die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung für die gesamte Fläche Baden-Württembergs mit den in Kapitel 3 erläuterten Datengrundlagen und Berechnungsansätzen von MONERIS-BW Version „März 2015“ sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Landesweit belaufen sich die modellierten **Stickstoff-Einträge** auf 78.867 Tonnen pro Jahr. Davon stammen 75,7 % aus diffusen Eintragspfaden, wobei die Einträge über „Grundwasser“ und „natürlichen Interflow“ mit 34,0 % bzw. 25,3 % der Gesamteinträge den größten Anteil liefern. Eine wichtige Rolle spielen mit 8,6 % der Gesamteinträge außerdem die Einträge über Drainagen, während die Pfade „Erosion“, „Abschwemmung“ und „atmosphärische Deposition“ für Stickstoff weniger relevant sind. Die Einträge über Punktquellen machen für Stickstoff 24,3 % der Gesamteinträge aus, wobei die Einleitungen über kommunale Sammelkläranlagen mit 19,7 % der Gesamteinträge die größte Rolle spielen.

Die modellierten **Phosphor-Einträge** (P_{ges}) belaufen sich landesweit auf 3.707 Tonnen pro Jahr. Sie stammen zu 54,4 Prozent aus diffusen Quellen und zu 45,6 Prozent aus Punktquellen. Die bedeutendsten diffusen Eintragspfade sind die Pfade „Erosion“ mit 24,9 % und „Abschwemmung“ mit 21,4 % der Gesamteinträge, während die Pfade „Grundwasser“ (4,3%), „natürlicher Interflow“ (3,0%), „Drainagen“ (0,6%) und „atmosphärische Deposition“ (0,2%) für Phosphor eine untergeordnete Rolle spielen. Die größten Einträge über punktförmige Quellen liefern die kommunalen Sammelkläranlagen mit 31,1 % der Gesamteinträge, aber auch die urbanen Flächen stellen mit 12,3 % einen relevanten Eintragspfad dar.

Die **Orthophosphat-Einträge** (o- PO_4 -P) belaufen sich landesweit auf 2.267 Tonnen pro Jahr, was 61,2 % der gesamten Phosphor-Einträge entspricht. Die Einträge über Punktquellen und über diffuse Quellen sind etwa gleich groß. Im Gegensatz zu Gesamt-Phosphor ist Erosion als Eintragspfad für Orthophosphat mit 2,0% kaum relevant. Die Bedeutung der übrigen diffusen Eintragspfade ist ähnlich wie bei den Gesamtphosphoreinträgen, sie gewinnen jedoch prozentual an Relevanz. So wird der Pfad „Abschwemmung“ mit 35,0 % der Gesamteinträge sehr relevant, auch die Bedeutung der Pfade „Grundwasser“ (7,0 %) und „natürlicher Interflow“ (4,9 %) nimmt zu. Die Pfade „Drainagen“ (1,1 %) und „atmosphärische Deposition“ (0,3 %) spielen auch für Orthophosphat nur eine untergeordnete Rolle. Unter den punktförmigen Orthophosphat-Einträgen (49,7 %) sind vor allem die Eintragspfade „kommunale Sammelkläranlagen“ (35,6 %) und „urbane Flächen“ (12,1 %) von Bedeutung. Die Pfade „dezentrale Abwasserbehandlung“ (1,1 %) und „industrielle Direkteinleiter“ (0,8 %) spielen hingegen kaum eine Rolle.

Tabelle 7: Nährstoffeinträge in Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

Bilanzierung für Baden-Württemberg (35.749 km ²)	N _{ges}		P _{ges}		o-PO ₄ -P	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Einträge aus diffusen Quellen	59.723	75,7	2.016	54,4	1.140	50,3
Grundwasser	26.804	34,0	159	4,3	159	7,0
Natürlicher Interflow	19.933	25,3	111	3,0	111	4,9
Drainagen	6.783	8,6	24	0,6	24	1,1
Erosion	2.122	2,7	922	24,9	46	2,0
Abschwemmung	3.756	4,8	793	21,4	793	35,0
Atmosphärische Deposition	325	0,4	8	0,2	8	0,3
Einträge aus Punktquellen	19.144	24,3	1.692	45,6	1.127	49,7
Urbane Flächen	2.599	3,3	457	12,3	274	12,1
Kommunale Sammelkläranlagen	15.568	19,7	1.154	31,1	808	35,6
Dezentrale Abwasserbehandlung	221	0,3	43	1,2	26	1,1
Industrielle Direkteinleiter	756	1,0	38	1,0	19	0,8
Gesamteinträge	78.867	100,0	3.707	100,0	2.267	100,0
Durch diffuse Quellen signifikant belastete Wasserkörper	114	69,5	72	43,9	140	85,4

4.2 NÄHRSTOFFEINTRÄGE IN DEN SECHS BEARBEITUNGSGBIETEN

Die Diagramme in Abbildung 1 bis Abbildung 3 zeigen die Relevanz der einzelnen Eintragspfade für Stickstoff, Phosphor und Orthophosphat auf Landesebene und für die sechs baden-württembergischen Bearbeitungsgebiete.

Die Relevanz der Einträge über Punktquellen ist in den Bearbeitungsgebieten Oberrhein und Neckar für alle drei betrachteten Nährstoffkomponenten höher als bei landesweiter Betrachtung. In den Bearbeitungsgebieten Bodensee, Hochrhein, Main und Donau hingegen liegen die diffusen Einträge über dem Landesdurchschnitt.

Stickstoff (Abbildung 1)

Während die Einträge über kommunale Sammelkläranlagen landesweit 19,7 % ausmachen, stammen in den Bearbeitungsgebieten Hochrhein, Main und Donau nur ca. 10-12 %, im Bearbeitungsgebiet Neckar 25,9 % der Gesamteinträge aus diesem Eintragspfad. Die Einträge über industrielle Direkteinleiter machen landesweit ca. 1 % der Gesamteinträge aus und stammen hauptsächlich aus den Bearbeitungsgebieten Hochrhein (1,1 %), Oberrhein (2 %) und Neckar (1,1 %). Bei einem landesweiten Anteil von 3,3 % an den Gesamteinträgen haben die Einträge über urbane Flächen ihre geringste relative Bedeutung im Bearbeitungsgebiet Main (1,5 %), die höchste hingegen im Bearbeitungsgebiet Oberrhein (4,2 %). Die relative Bedeutung der Einträge über dezentrale Abwasserentsorgung liegt landesweit bei 0,3 % und reicht in den Bearbeitungsgebieten von 0,1 % bis 0,4 %. Unter den diffusen Eintragspfaden sind die Eintragspfade „Grundwasser“ und „Interflow“ landesweit sowie in allen Bearbeitungsgebieten die relativ bedeutendsten. Landesweit stammen ca. 59,3 % der Einträge aus diesen beiden diffusen Pfaden, in den Bearbeitungsgebieten sind es zwischen 52,1 % (Neckar) und 71,5 % (Hochrhein). Im Vergleich zu der landesweiten Bedeutung des Pfades „Grundwasser“ (34,0 %) hat dieser Pfad im Bearbeitungsgebiet Donau mit 49,1 % eine höhere, in den Bearbeitungsgebieten Bodensee und Hochrhein mit 22,1 % und 20,9 % eine geringere relative Bedeutung. Im Bearbeitungsgebiet Hochrhein haben jedoch die Einträge über Interflow mit 50,7 % im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen (25,3 %) eine sehr hohe Relevanz. Hinsichtlich der relativen Bedeutung der Einträge

über Drainagen, fallen die Bearbeitungsgebiete Oberrhein und Hochrhein auf, in denen die Einträge über diesen Eintragspfad bei landesweiten 8,6 % nur 3,5 % bzw. 1,0 % der Gesamteinträge ausmachen. Der Eintragspfad „Erosion“ führt landesweit zu 2,7 % der Einträge. Im Bearbeitungsgebiet Donau ist seine relative Bedeutung mit 1,7 % damit geringer als im Durchschnitt, im Bearbeitungsgebiet Main mit 5,1 % hingegen höher.

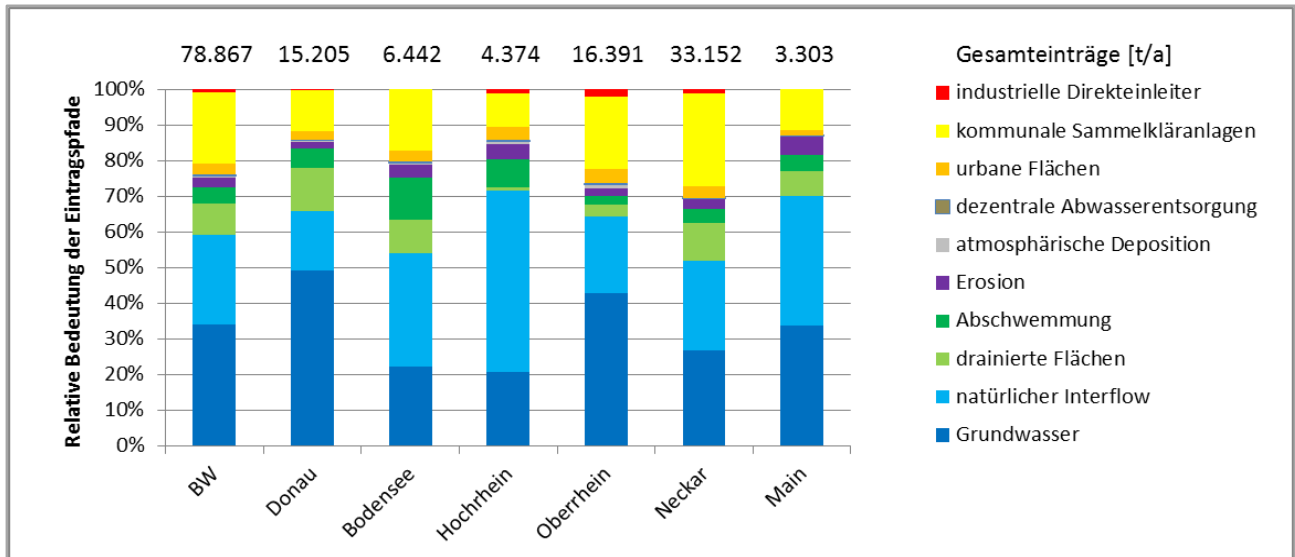


Abbildung 1: Relevanz der unterschiedlichen Eintragspfade für Stickstoff, landesweite sowie auf Ebene der Bearbeitungsgebiete, MONERIS-BW Version „März 2015“

Phosphor (Abbildung 2)

Die Einträge über kommunale Sammelkläranlagen haben im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen (31,1 %) vor allem im Bearbeitungsgebiet Neckar mit 41,8 % eine hohe relative Bedeutung, im Bearbeitungsgebiet Bodensee hingegen ist die relative Bedeutung dieses Eintragspfades mit 7,3 % vergleichsweise gering. Die Einträge über industrielle Direkteinleiter machen landesweit ca. 1 % der Gesamteinträge aus und stammen hauptsächlich aus den Bearbeitungsgebieten Hochrhein (2,2 %) und Oberrhein (3,3 %). Die Einträge über urbane Flächen machen landesweit 12,3 % der Gesamteinträge aus. In den Bearbeitungsgebieten Bodensee und Main ist dieser Eintragspfad mit 8,9 % bzw. 4,7 % der Gesamteinträge von geringerer Bedeutung, im Bearbeitungsgebiet Oberrhein haben die Einträge über urbane Flächen mit 16,1 % einen vergleichsweise hohen Anteil an den Gesamteinträgen. Die relative Bedeutung der Einträge über dezentrale Abwasserentsorgung liegt landesweit bei 1,2 % und reicht in den Bearbeitungsgebieten von 0,4 % (Main) bis 1,7 % (Oberrhein). Die unterirdischen Einträge über die Pfade Grundwasser und Interflow sind mit 4,3 % bzw. 3,0 % der Gesamteinträge für Phosphor im Vergleich zu Stickstoff von geringer Bedeutung. In den Bearbeitungsgebieten Bodensee, Neckar und Main ist die relative Bedeutung dieser Eintragspfade geringer als auf Landesebene, in den Bearbeitungsgebieten Hochrhein, Oberrhein und Donau ist sie höher, wobei im Hochrheingebiet die Einträge über Interflow die größere Rolle spielen (7,6 %), während in den Bearbeitungsgebieten Oberrhein und Donau eher der Pfad Grundwasser von Bedeutung ist (7,4 % bzw. 7,0 %). Die Einträge über Drainagen haben für Phosphor landesweit mit 0,6 % der Gesamteinträge eine geringe relative Bedeutung. Im Bearbeitungsgebiet Donau ist die relative Bedeutung mit 1,1 % etwas höher, in den Bearbeitungsgebieten Bodensee, Oberrhein und Main ist die Bedeutung dieses Pfades mit 0,3 % sehr gering. Die beiden bedeutendsten diffusen Eintragspfade für Phosphor-Einträge sind „Abschwemmung“ und „Erosion“, die landesweit für 21,4 % bzw. 24,9 % der Gesamteinträge verantwortlich sind. Im Bearbeitungsgebiet Bodensee wird beinahe die Hälfte der Phosphor-Einträge (48,1 %) über den Pfad „Abschwemmung“ eingetra-

gen, aber auch in den Bearbeitungsgebieten Hochrhein und Donau spielt dieser Pfad mit 30,8 % bzw. 33,6 % der Gesamteinträge eine sehr wichtige Rolle. In den Bearbeitungsgebieten Oberrhein und Neckar hingegen sind die Einträge über Abschwemmung mit 9,7 % bzw. 14,7 % von weniger großer Bedeutung. Die Erosion spielt vor allem in den Bearbeitungsgebieten Main (39,5 %) und Bodensee (32,1 %) eine wichtige Rolle.

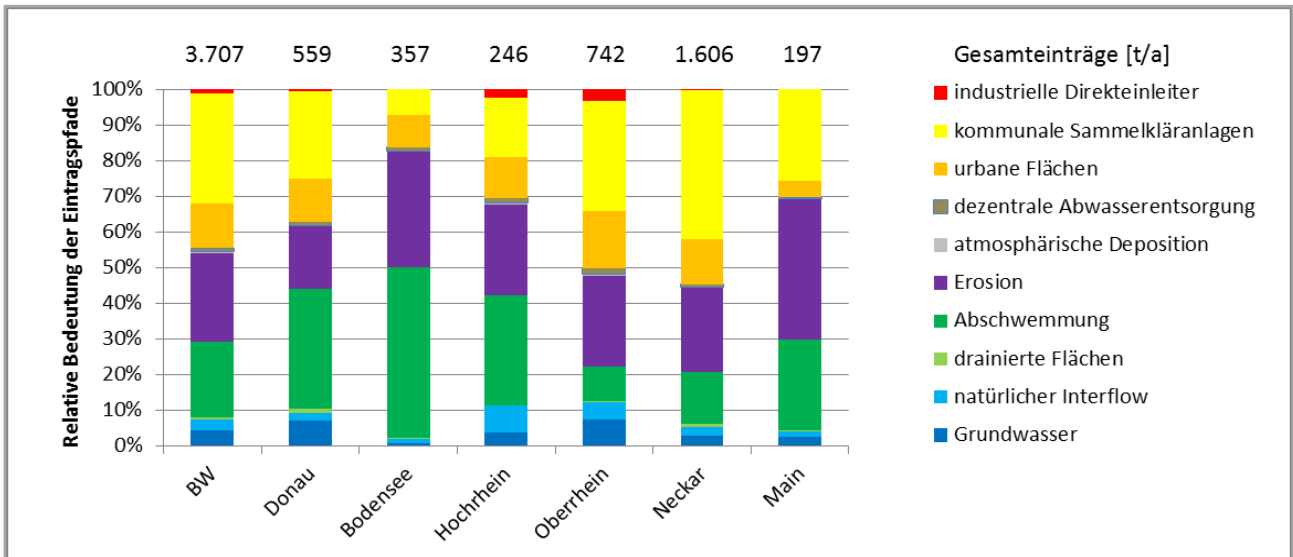


Abbildung 2: Relevanz der unterschiedlichen Eintragspfade für Phosphor, landesweite sowie auf Ebene der Bearbeitungsgebiete, MONERIS-BW Version „März 2015“

Orthophosphat (Abbildung 3)

Für Orthophosphat verhalten sich die einzelnen Bearbeitungsgebiete im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen ähnlich wie für Phosphor. Da der Eintrag von Orthophosphat über Erosion im Gegenteil zu Phosphor jedoch kaum eine Rolle spielt, ergibt sich für die verbleibenden Eintragspfade eine entsprechend höhere relative Bedeutung. So machen beispielsweise die Orthophosphat-Einträge über kommunale Sammelkläranlagen im Bearbeitungsgebiet Neckar 49,1 % der Gesamteinträge aus, im Bearbeitungsgebiet Bodensee ist der Eintragspfad Abschwemmung sogar für 76,1 % der Gesamteinträge verantwortlich.

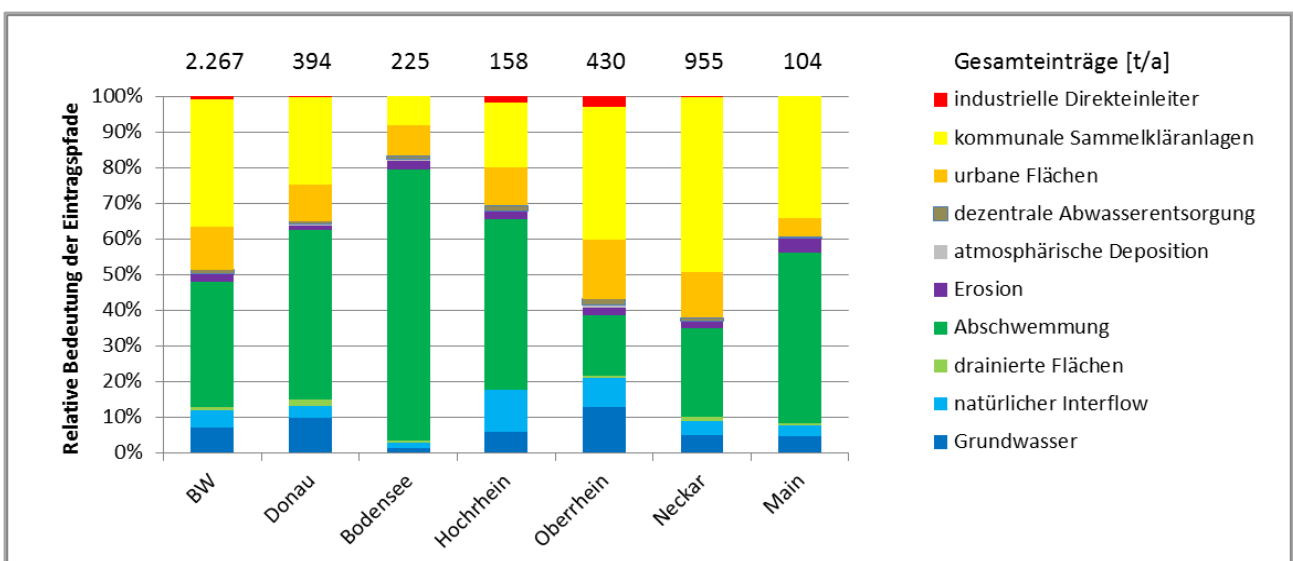


Abbildung 3: Relevanz der unterschiedlichen Eintragspfade für Orthophosphat (o-PO₄-P), landesweit sowie auf Ebene der Bearbeitungsgebiete, MONERIS-BW Version „März 2015“

Nachfolgend werden die sechs baden-württembergischen Bearbeitungsgebiete kurz charakterisiert, indem die Besonderheiten im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen dargestellt werden.

BEARBEITUNGSGEBIET BODENSEE

- kommunale Sammelkläranlagen (und damit auch die Punktquellen insgesamt) spielen eine geringere Rolle für P und o-PO₄-P im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen
- Abschwemmung spielt für P (48,1 % der Gesamteinträge) und o-PO₄-P (76,1 %) eine sehr wichtige Rolle
- industrielle Direkteinleiter spielen für N, P und o-PO₄-P keine bzw. sehr geringe Rolle
- Grundwasser ist für N, P und o-PO₄-P weniger bedeutend im Vergleich zu den landesweiten Verhältnissen

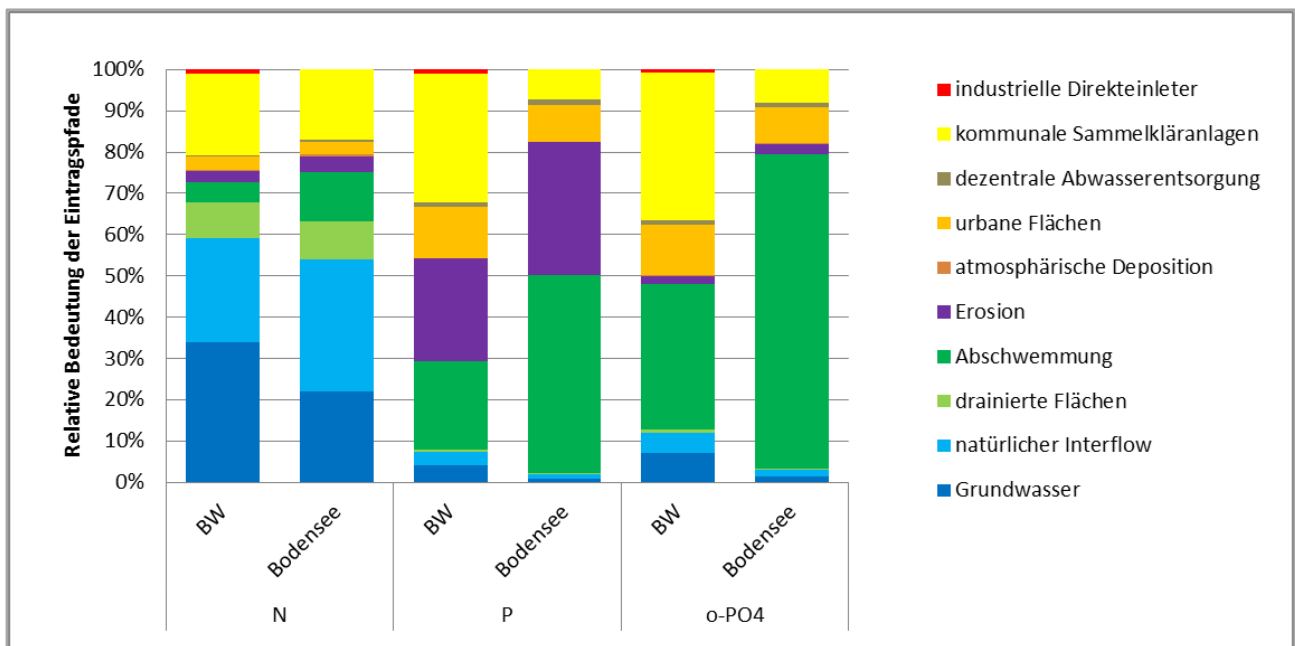


Abbildung 4: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Bodensee im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNGSGEBIET HOCHRHEIN

- kommunale Sammelkläranlagen (und damit auch die Punktquellen insgesamt) haben für N, P und o-PO₄-P eine geringere relative Bedeutung als landesweit
- Einträge von industriellen Direkteinleitern sind für P und o-PO₄-P vergleichsweise hoch
- natürlicher Interflow hat für N, P und o-PO₄-P eine deutlich höhere relative Bedeutung als landesweit (für Stickstoff 50,7 % der Gesamteinträge)
- Abschwemmung hat für N, P und o-PO₄-P eine deutlich höhere relative Bedeutung als landesweit (für o-PO₄-P 47,8 % der Gesamteinträge)
- Drainagen spielen für N, P und o-PO₄-P eine sehr geringe Rolle

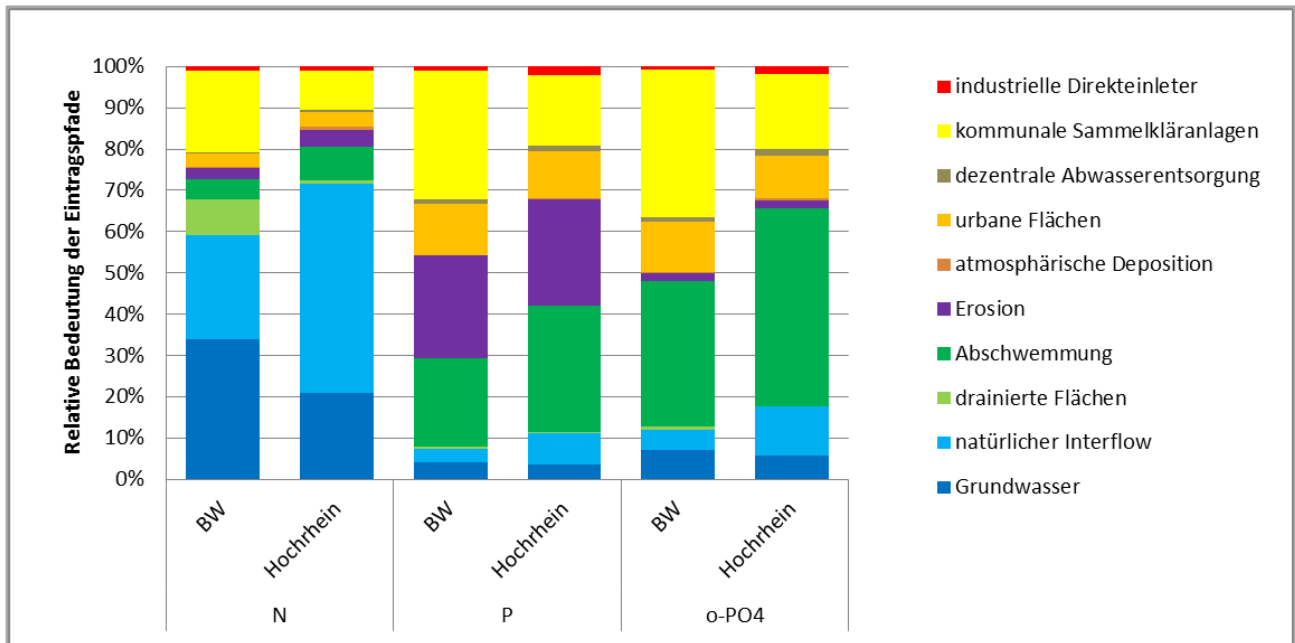


Abbildung 5: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Hochrhein im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNGSGEBIET OBERRHEIN

- kommunale Sammelkläranlagen, industrielle Direkteinleiter, urbane Flächen, dezentrale Abwasserentsorgung (und damit auch die Punktquellen insgesamt): für N, P und o-PO₄-P höhere relative Bedeutung als landesweit
- Grundwasser hat für N, P und o-PO₄-P eine höhere relative Bedeutung als landesweit
- Abschwemmung hat für N, P und o-PO₄-P eine geringere relative Bedeutung als landesweit
- atmosphärische Deposition spielt für N, P und o-PO₄-P im Vergleich zu den Verhältnissen im Land eine große Rolle, die Einträge sind jedoch insgesamt sehr gering

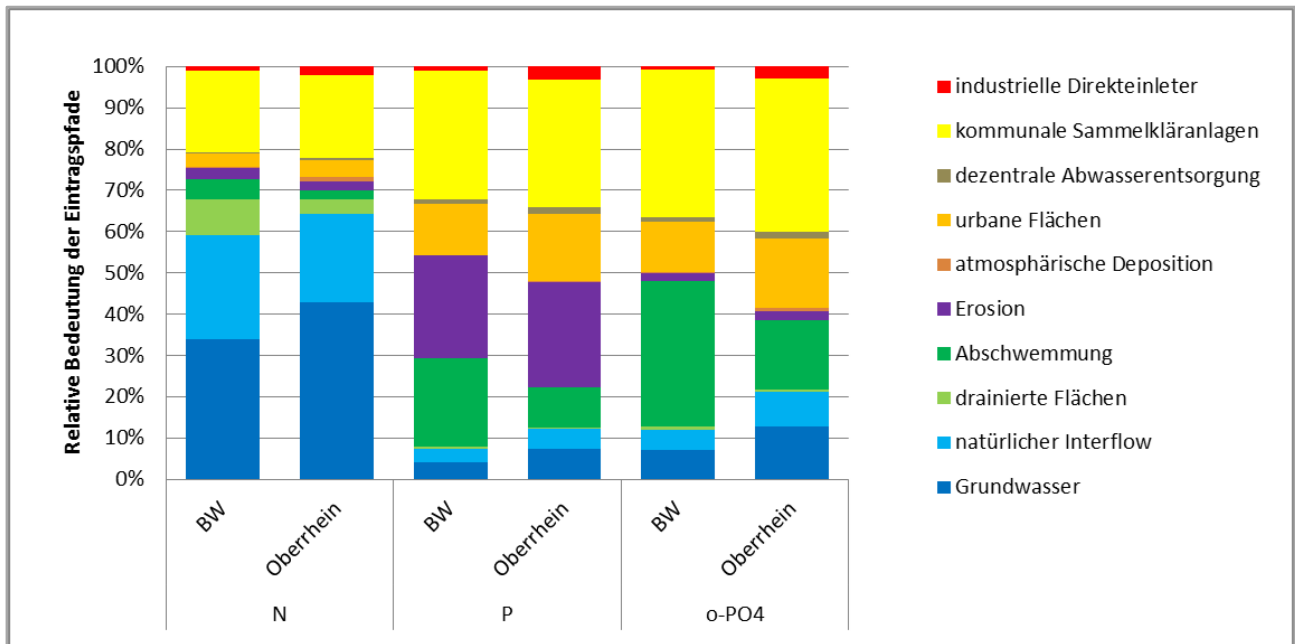


Abbildung 6: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Oberrhein im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNGSGEBIET NECKAR

- kommunale Sammelkläranlagen (und damit auch die Punktquellen insgesamt) spielen für N, P und o-PO₄-P eine wichtige Rolle und haben eine höhere relative Bedeutung als landesweit (für o-PO₄-P 49,1 %, für P 41,8 % der Gesamteinträge)
- Abschwemmung, Erosion, Grundwasser und natürlicher Interflow haben für N, P und o-PO₄-P geringere relative Bedeutung als landesweit

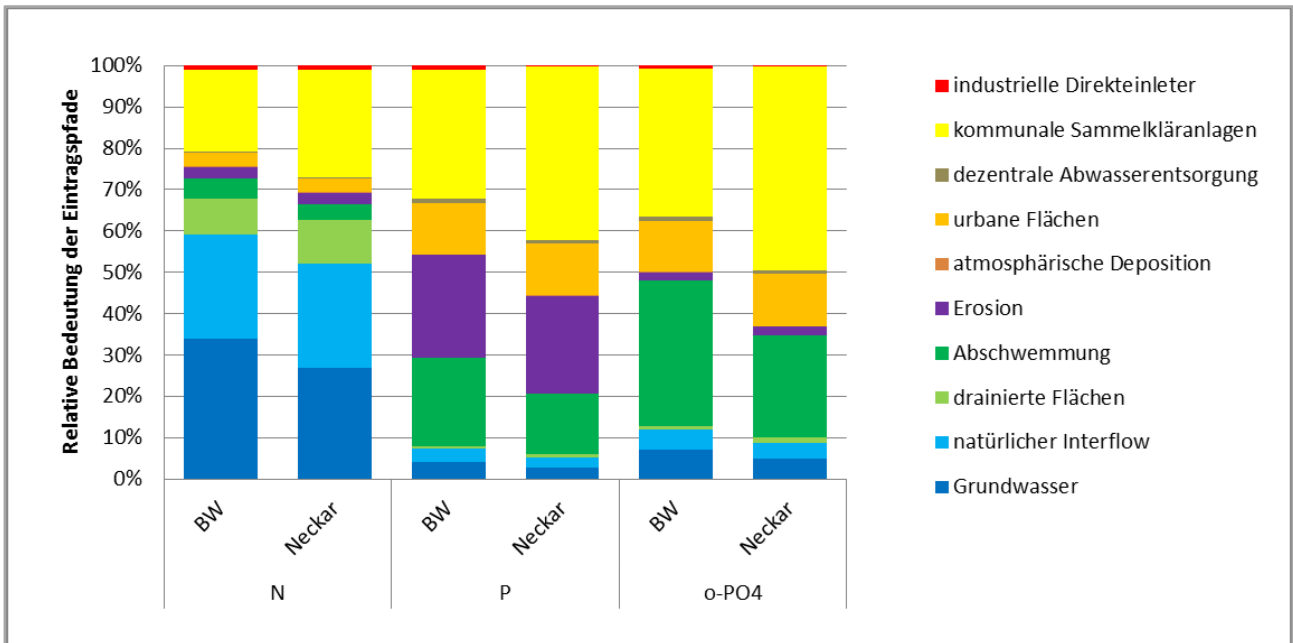


Abbildung 7: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Neckar im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNGSGEBIET MAIN

- kommunale Sammelkläranlagen, urbane Flächen und industrielle Direkteinleiter (und damit auch die Punktquellen insgesamt): für N, P und o-PO₄-P geringere relative Bedeutung als landesweit
- Einträge aus dezentraler Abwasserentsorgung haben für N, P und o-PO₄-P sehr geringe Bedeutung
- Erosion hat für N, P und o-PO₄-P höhere relative Bedeutung als landesweit und spielt für P eine wichtige Rolle (39,5 % der Gesamteinträge)

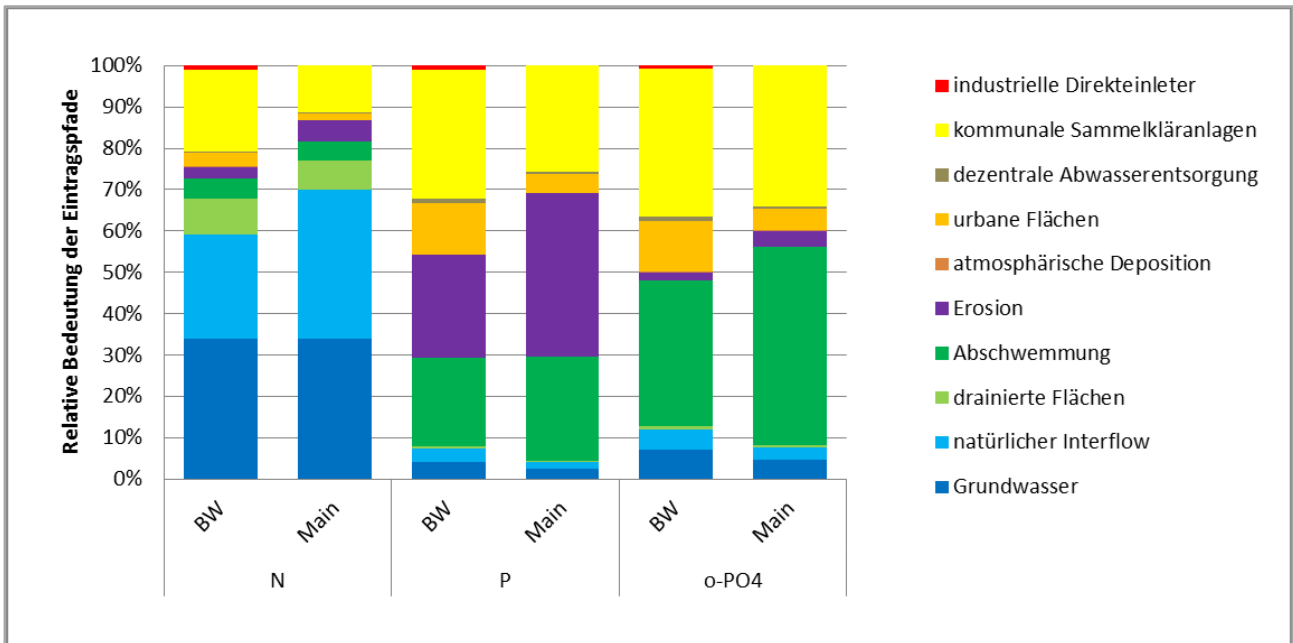


Abbildung 8: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Main im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

BEARBEITUNGSGEBIET DONAU

- kommunale Sammelkläranlagen und industrielle Direkteinleiter (und damit auch die Punktquellen insgesamt) haben für N, P und o-PO₄-P eine geringere relative Bedeutung als landesweit
- Die Pfade Grundwasser und Abschwemmung haben für N, P und o-PO₄-P höhere relative Bedeutung als landesweit
- Einträge über Drainagen sind prozentual höher als in allen anderen Bearbeitungsgebieten

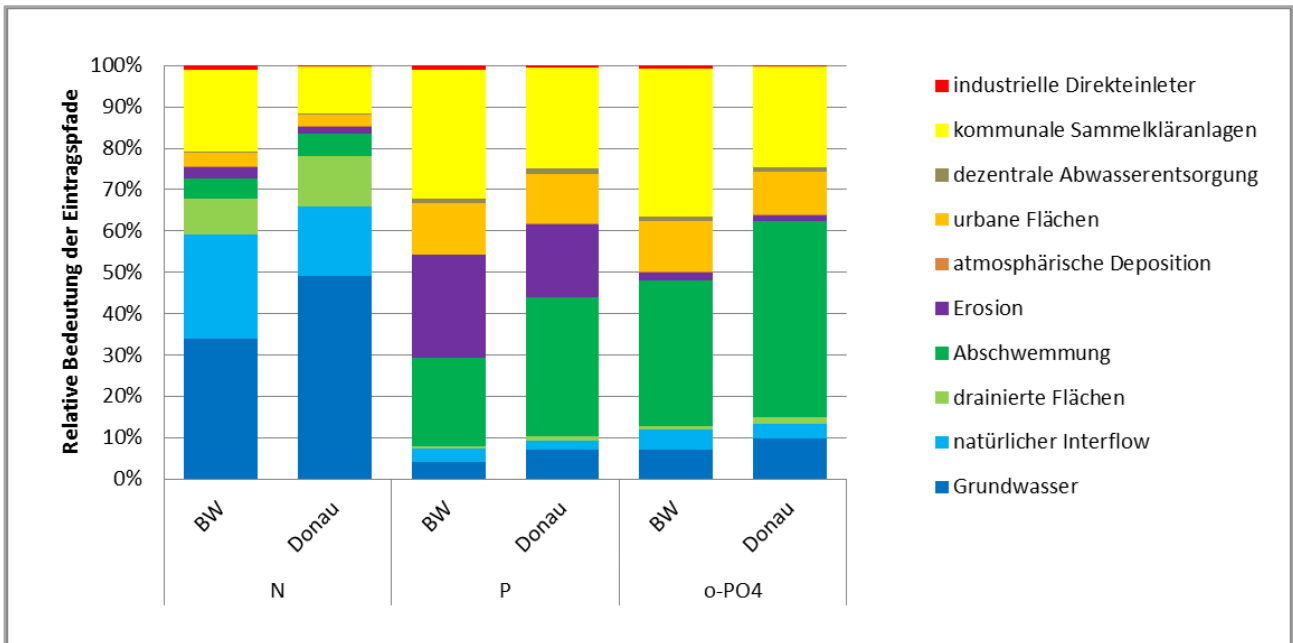


Abbildung 9: Relative Bedeutung der Eintragspfade im Bearbeitungsgebiet Donau im Vergleich zu Baden-Württemberg, MONERIS-BW Version „März 2015“

4.3 FLÄCHENSPEZIFISCHE NÄHRSTOFFEINTRÄGE AUF WASSERKÖRPEREBENE

Nachfolgend sind für Stickstoff, Phosphor und Orthophosphat die flächenspezifischen Einträge (jeweils Gesamteinträge, Einträge über Punktquellen und Einträge über diffuse Quellen) dargestellt (Abbildung 10 bis Abbildung 18). Eine weiter differenzierte Aufschlüsselung der Einträge auf die einzelnen Eintragspfade findet sich in Anhang 4.

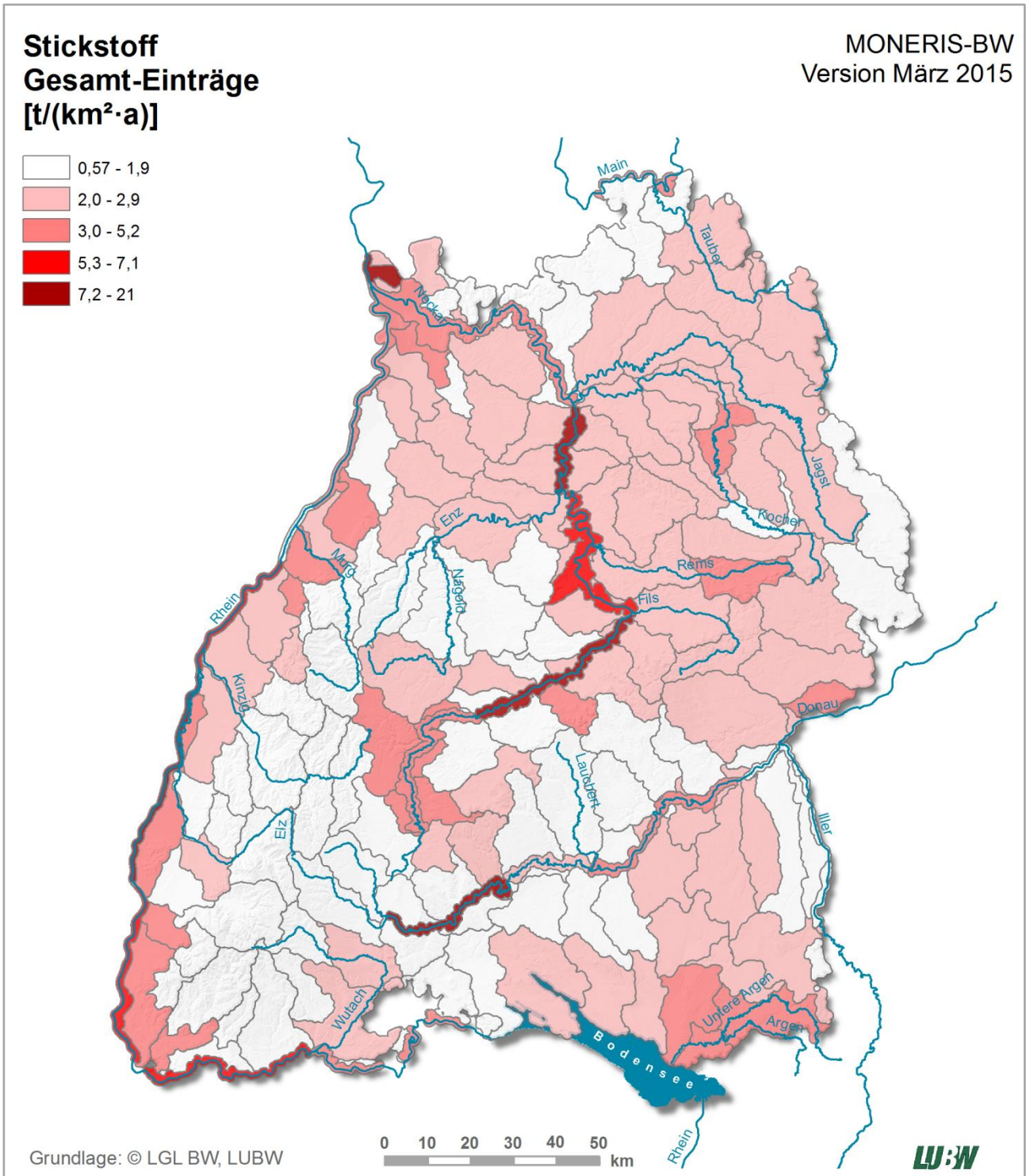


Abbildung 10: Flächenspezifische Stickstoff-Gesamt-Einträge, gesamt auf Wasserkörperebene [t/(km²·a)]

Stickstoff Einträge über Punktquellen [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

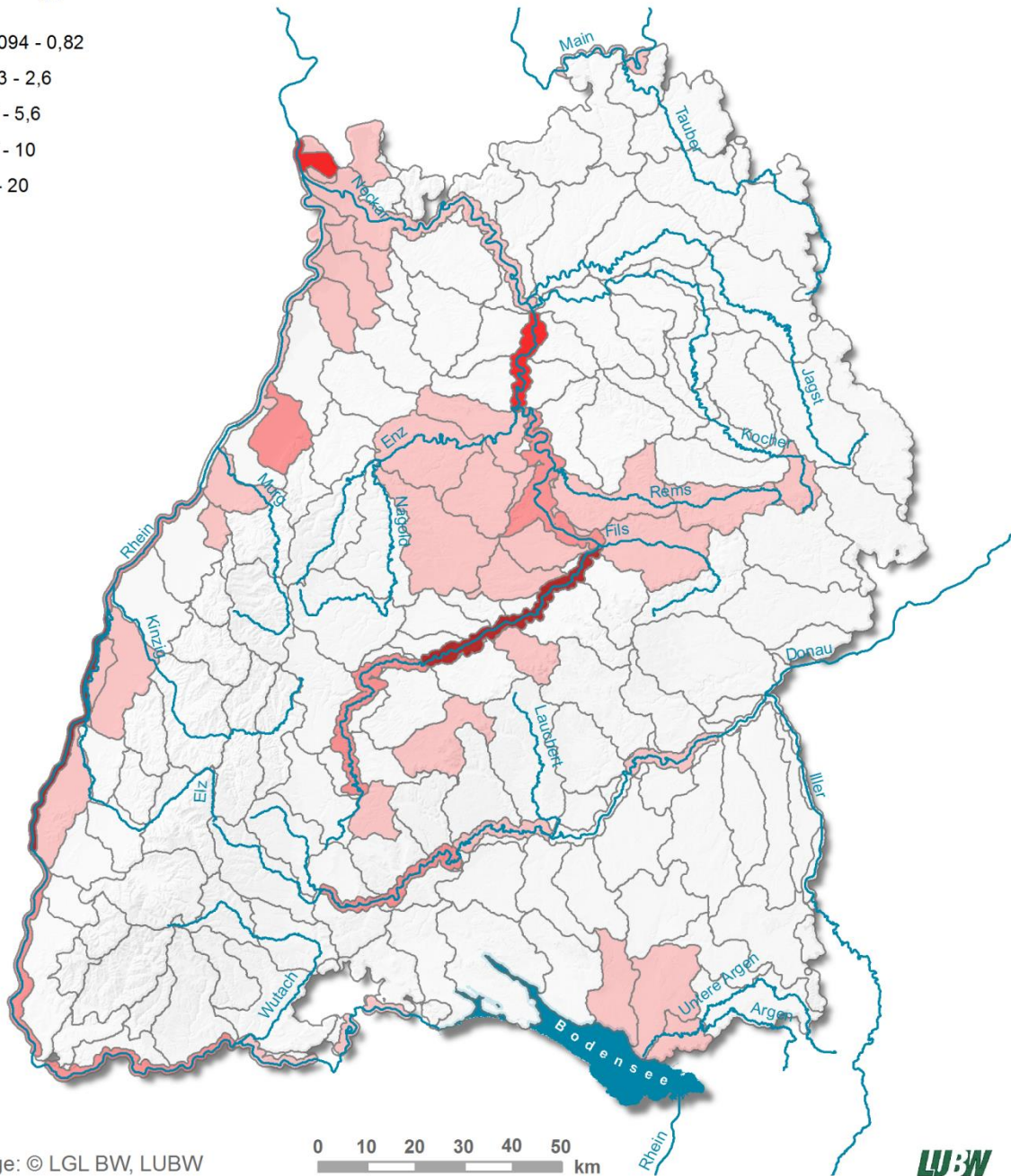
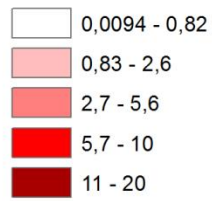


Abbildung 11: Flächenspezifische Stickstoff-Einträge über Punktquellen auf Wasserkörpererebene [t/(km²·a)]

Stickstoff Einträge über diffuse Quellen [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

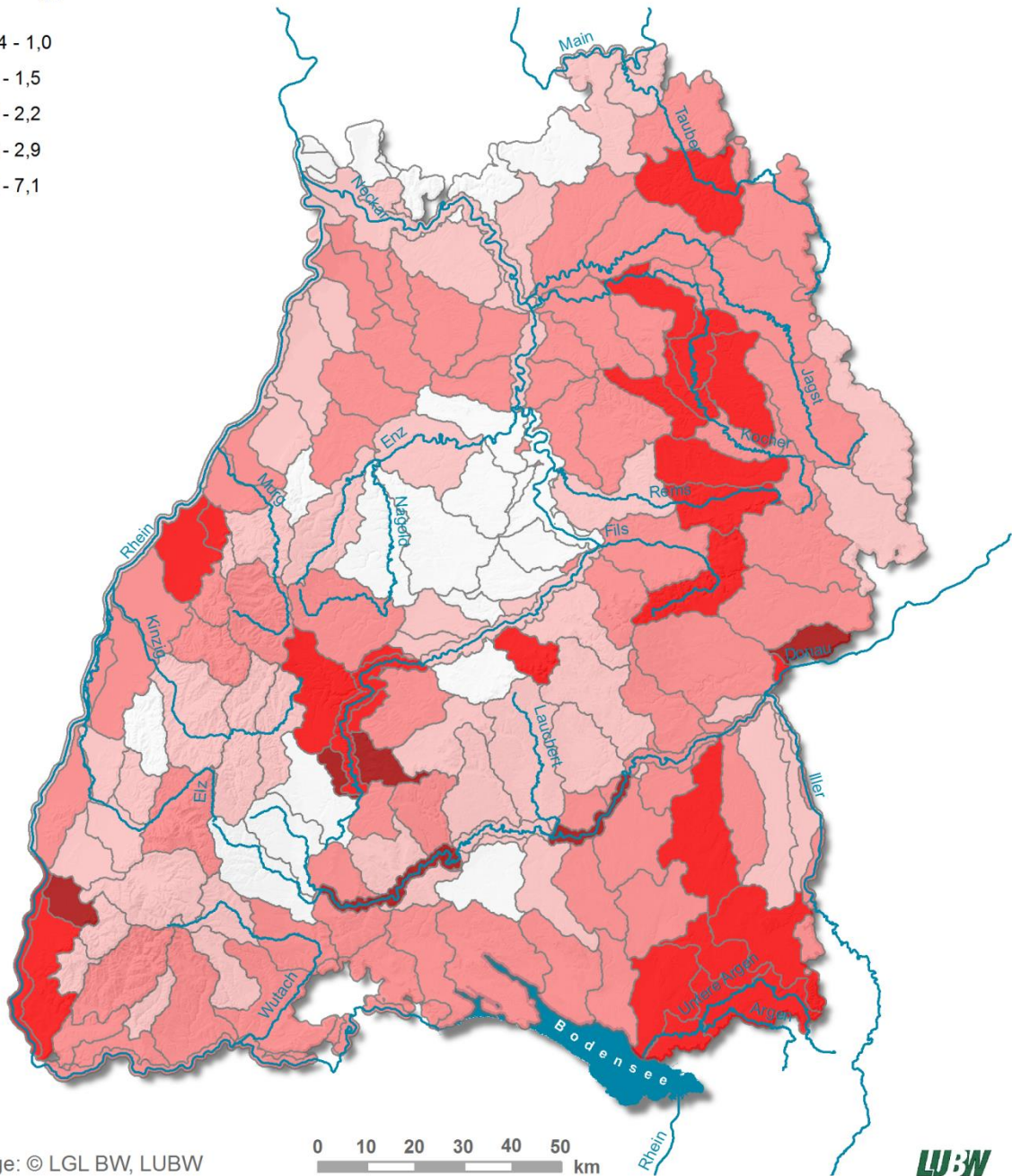
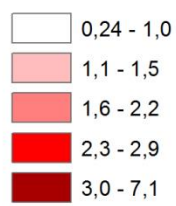


Abbildung 12: Flächenspezifische Stickstoff-Einträge über diffuse Quellen auf Wasserkörpererebene [t/(km²·a)]

Phosphor Gesamt-Einträge [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

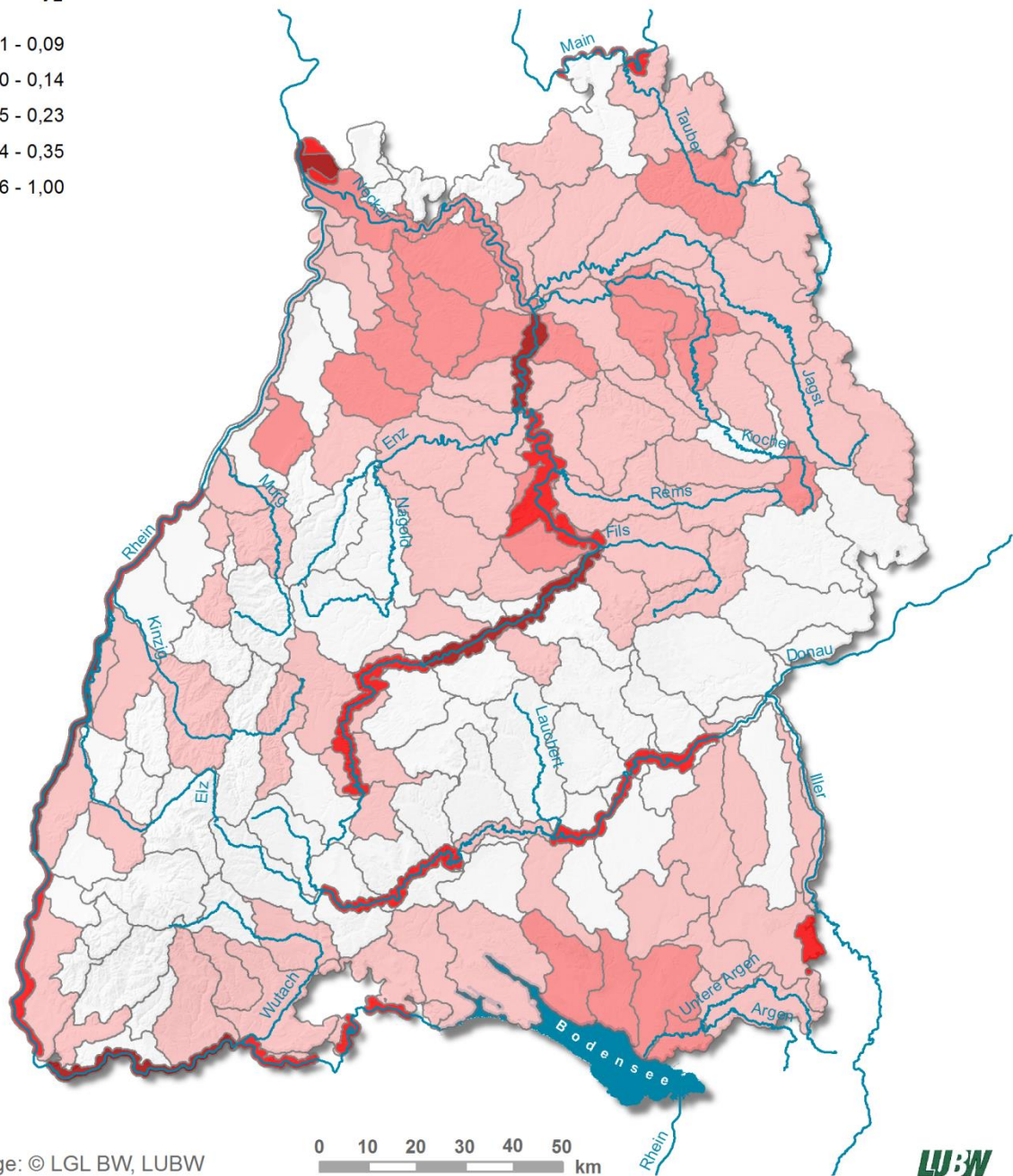
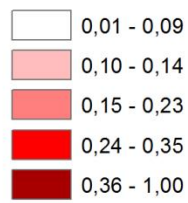
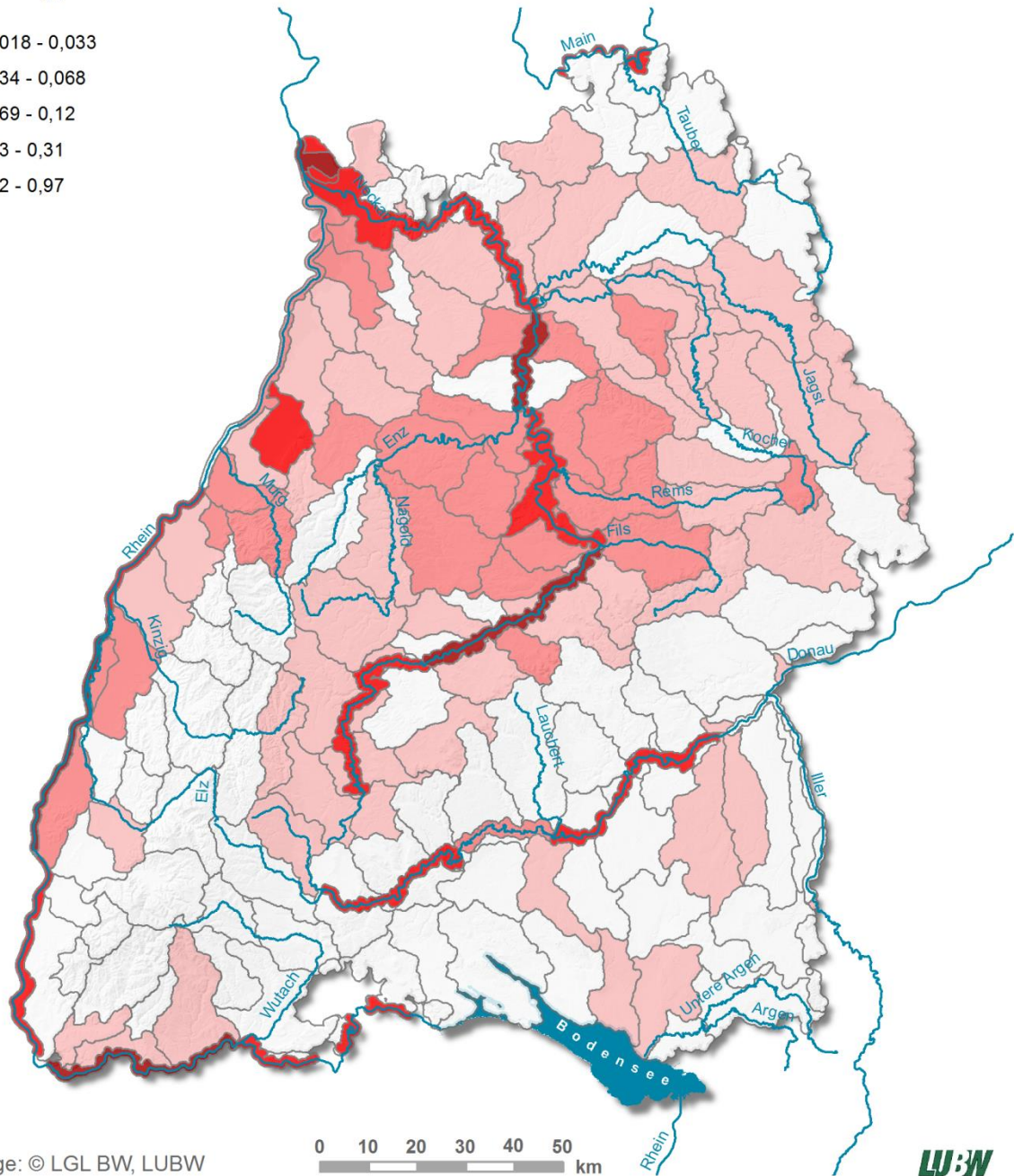
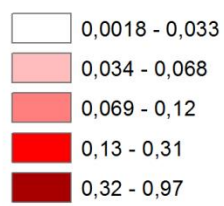


Abbildung 13: Flächenspezifische Phosphor-Gesamt-Einträge auf Wasserkörperebene [t/(km²·a)]

Phosphor Einträge über Punktquellen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LW:W

Abbildung 14: Flächenspezifische Phosphor-Einträge über Punktquellen auf Wasserkörpererebene [t/(km²-a)]

Phosphor Einträge über diffuse Quellen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

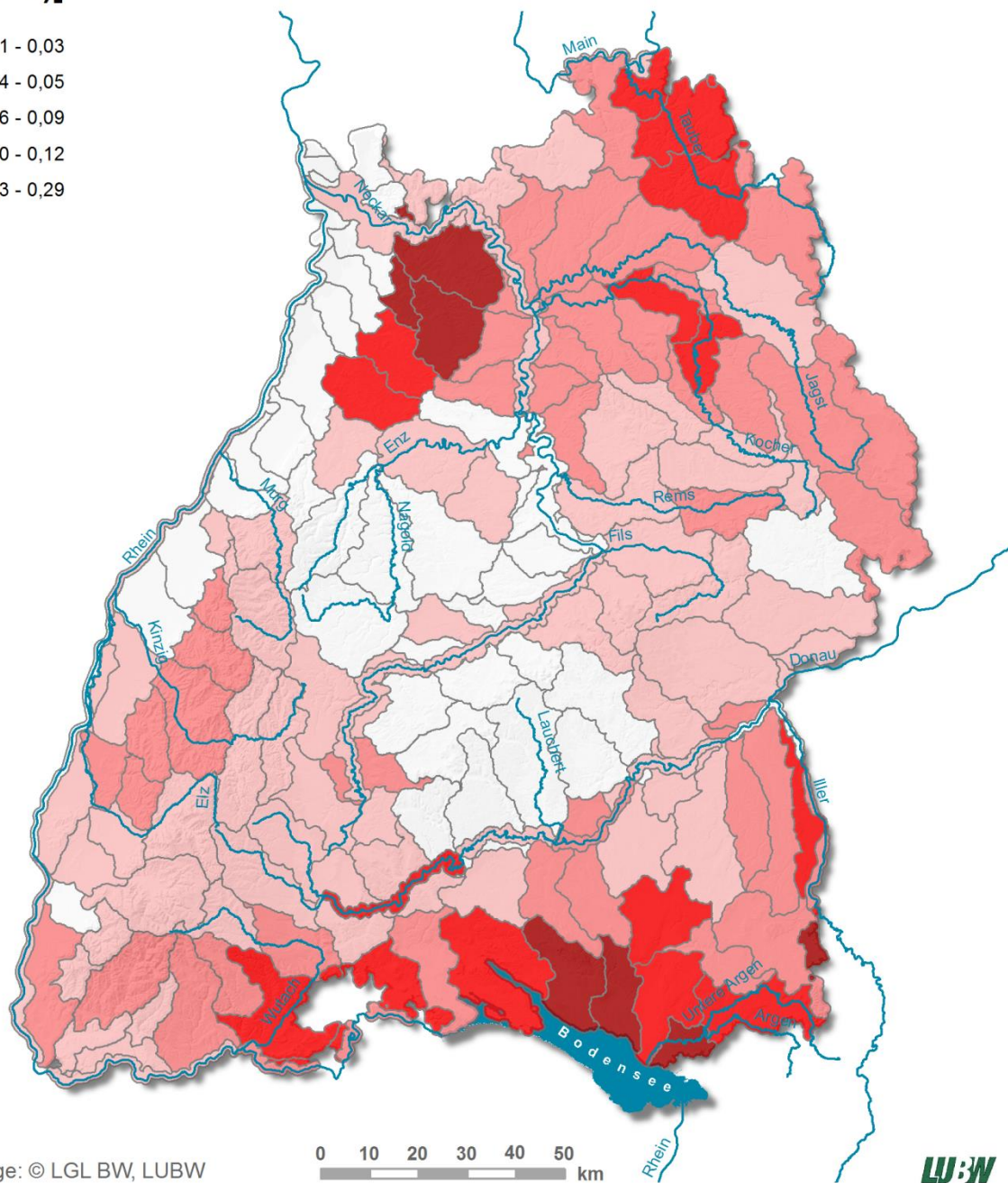
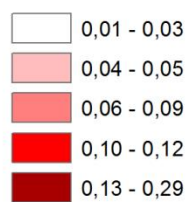
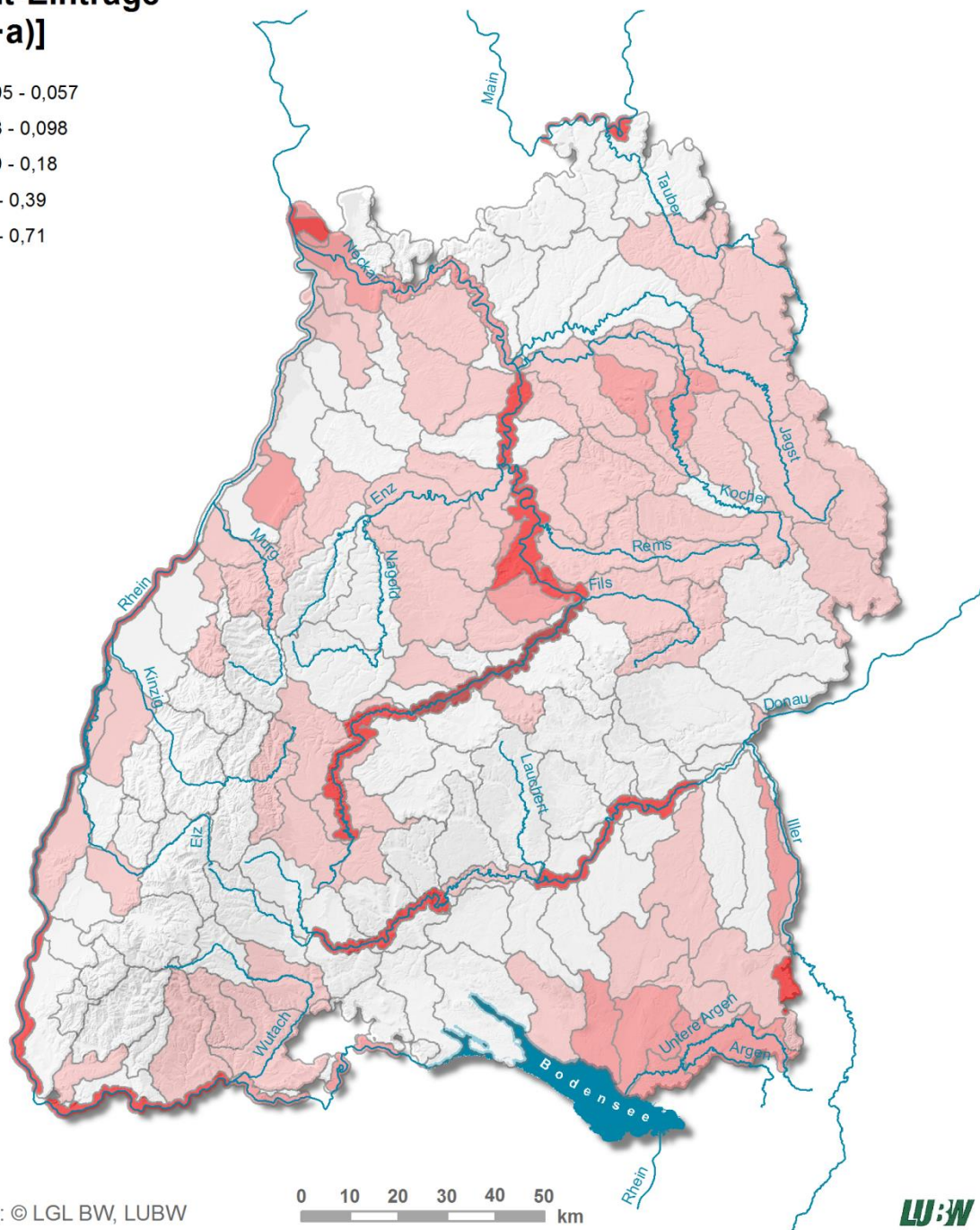


Abbildung 15: Flächenspezifische Phosphor-Einträge über diffuse Quellen auf Wasserkörpererebene [t/(km²-a)]

Orthophosphat-Phosphor Gesamt-Einträge [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

- 0,0095 - 0,057
- 0,058 - 0,098
- 0,099 - 0,18
- 0,19 - 0,39
- 0,40 - 0,71



Grundlage: © LGL BW, LUBW

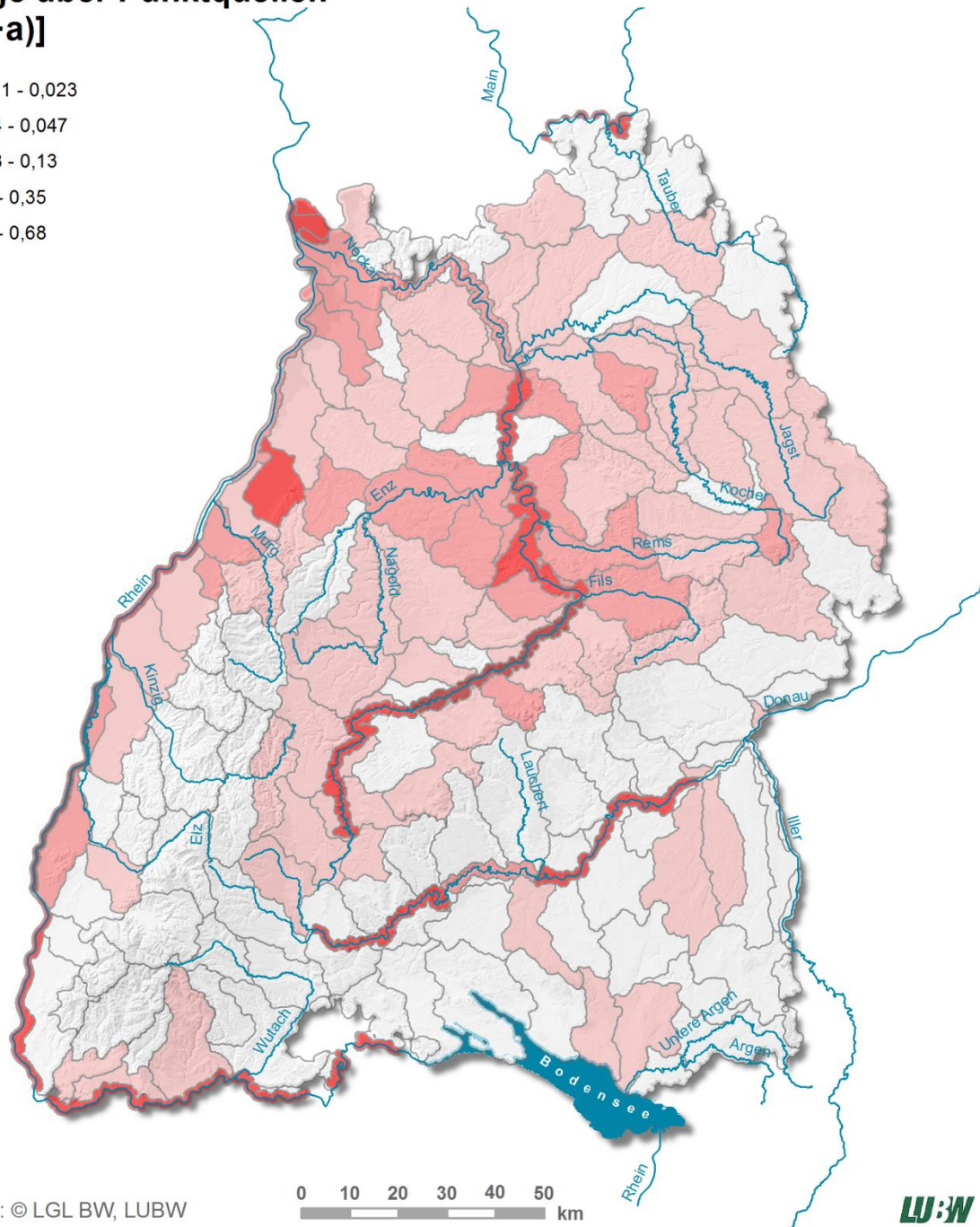
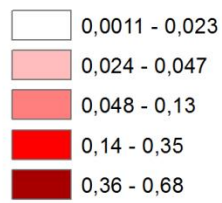
0 10 20 30 40 50 km



Abbildung 16: Flächenspezifische Orthophosphat-Gesamt-Einträge (o-PO₄-P) auf Wasserkörperebene [t/(km²-a)]

Orthophosphat-Phosphor Einträge über Punktquellen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



Grundlage: © LGL BW, LUBW



Abbildung 17: Flächenspezifische Orthophosphat-Einträge (o-PO₄-P) über Punktquellen auf Wasserkörperebene [t/(km²-a)]

Orthophosphat-Phosphor Einträge über diffuse Quellen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

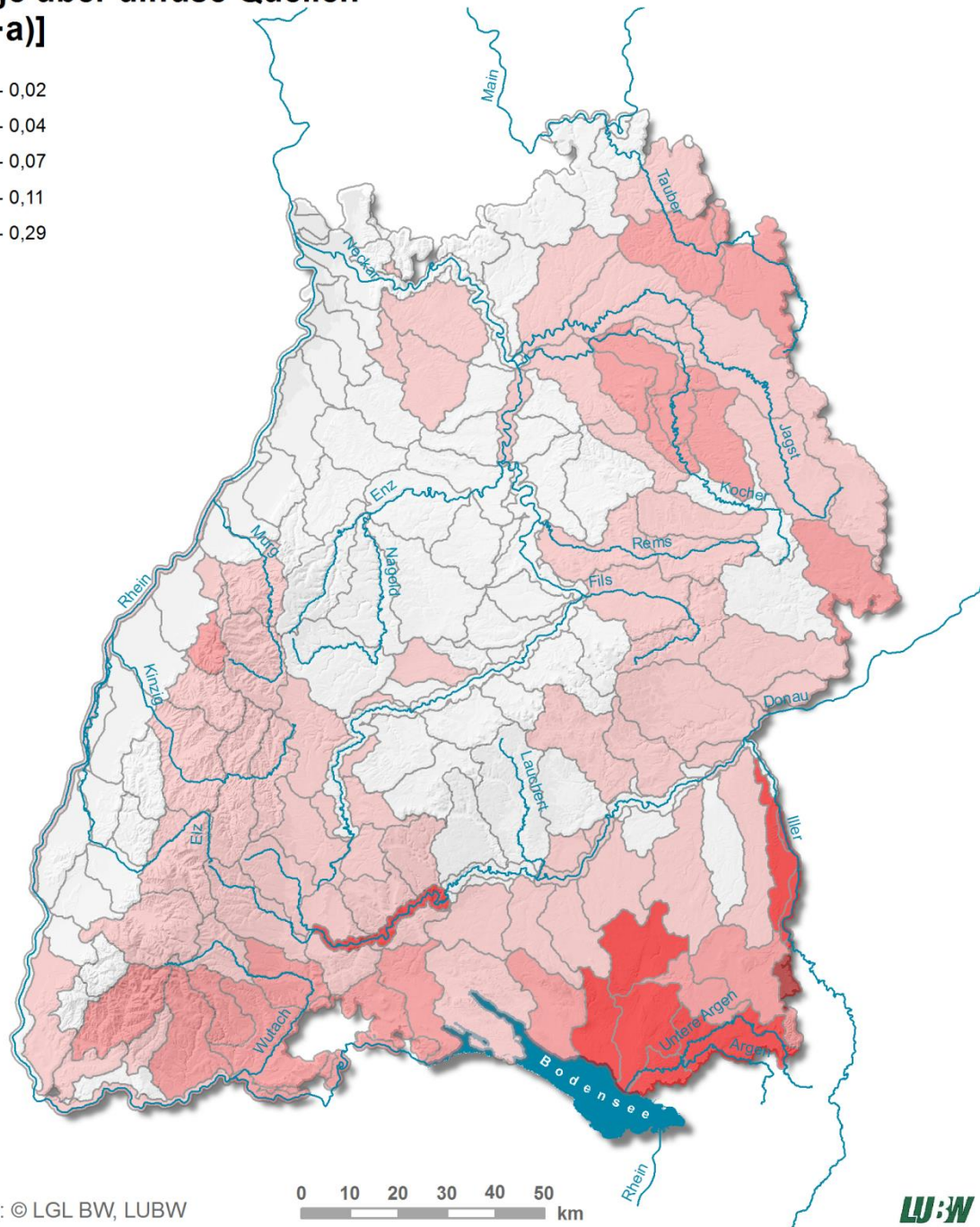
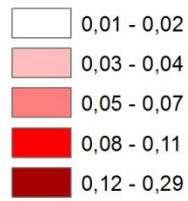


Abbildung 18: Flächenspezifische Orthophosphat-Einträge (o-PO₄-P) über diffuse Quellen auf Wasserkörpererebene [t/(km²-a)]

4.4 SIGNIFIKANZ DER PHOSPHORBELASTUNGEN DURCH DIFFUSE QUELLEN

Die Belastungen, die sich aus den modellierten diffusen Nährstoffeinträgen in den Gewässern ergeben, sind für Phosphor in 72 und für Orthophosphat in 140 Wasserkörpern signifikant (Abbildungen 19 und 20; Berechnungsmethode vgl. Kapitel 3.6).

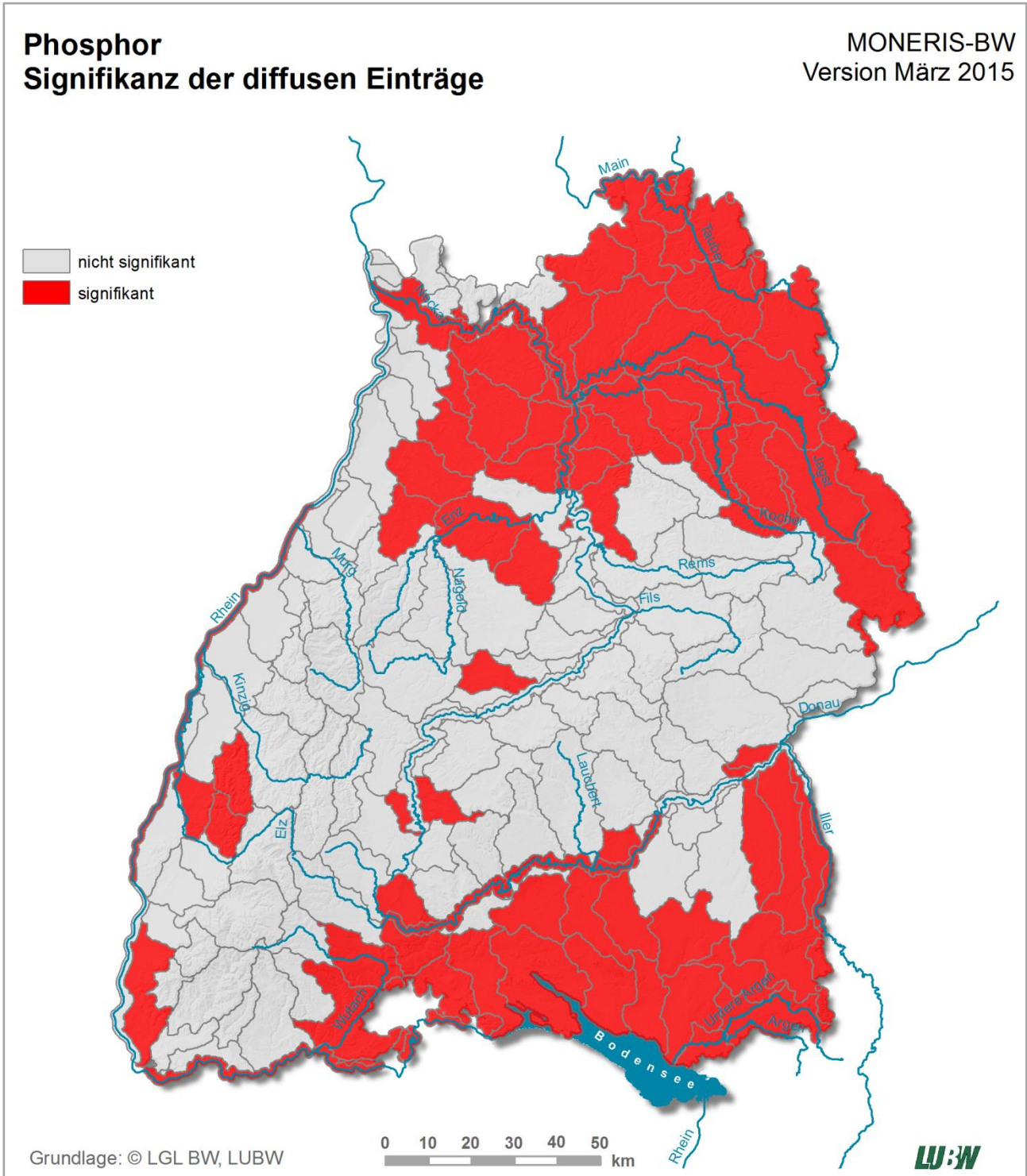


Abbildung 19: Signifikanz der diffusen Phosphor-Einträge auf Wasserkörperebene

Orthophosphat-Phosphor Signifikanz der diffusen Einträge

MONERIS-BW
Version März 2015

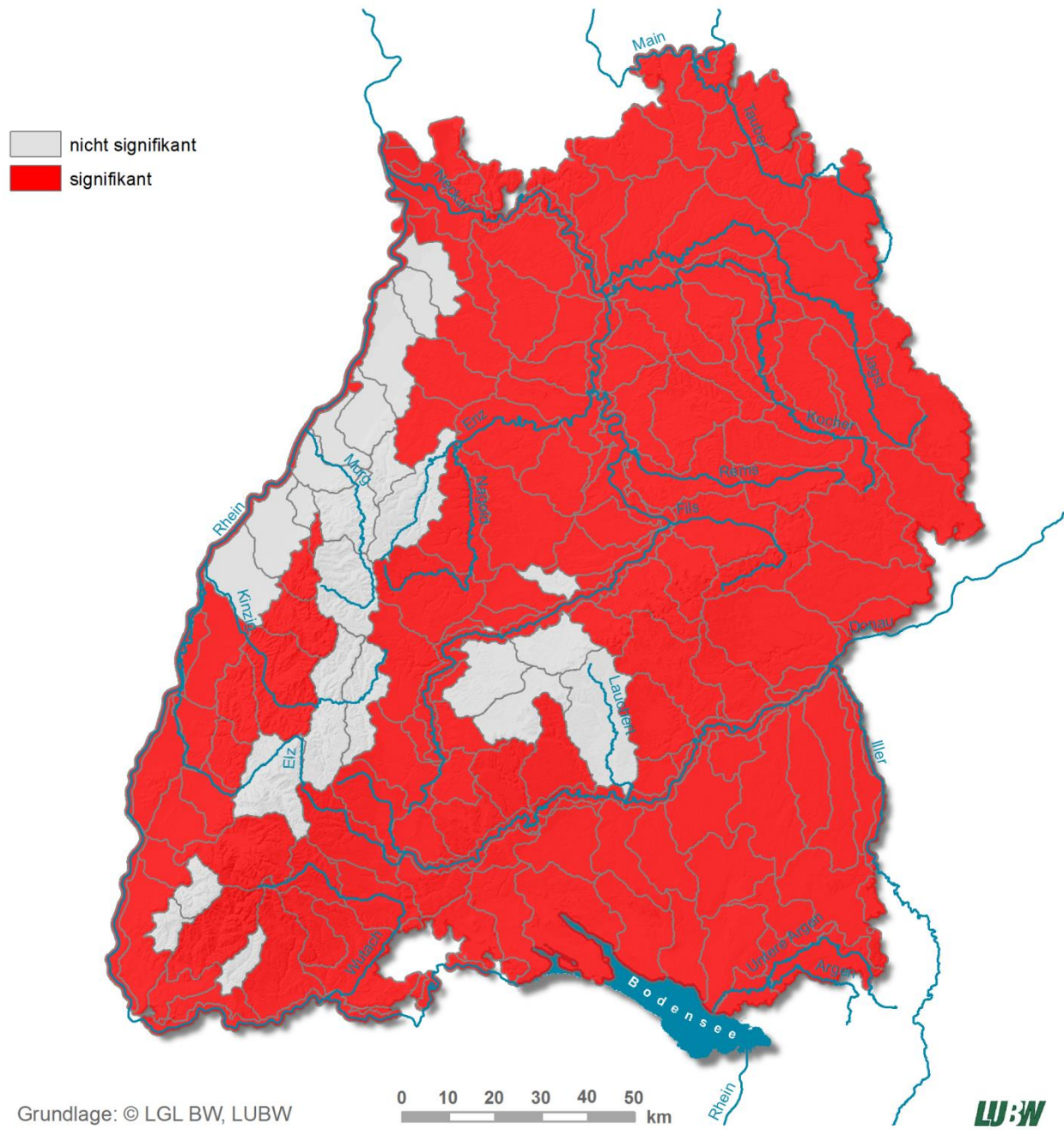


Abbildung 20: Signifikanz der diffusen Orthophosphat-Einträge ($o\text{-PO}_4\text{-P}$) auf Wasserkörpererebene

5 Diskussion

Um die in Kapitel 4 dargestellten Modellierungsergebnisse zu plausibilisieren, erfolgt an ausgewählten Messstellen eine Gegenüberstellung der modellierten mit errechneten Gewässerfrachten aus gemessenen Konzentrationen und an Pegeln ermittelten Abflüssen. Bei der Berechnung der Gewässerfracht an einer Gütemessstelle wird nach Hilden (2003) die gemessenen Konzentrationen aus den Stichproben mit den Abflüssen am Tag der jeweiligen Probenahme multipliziert, dann auf eine Jahresfracht hochgerechnet, in dem mit dem Faktor $(365 / \text{Anzahl der Tage mit Stichproben})$ multipliziert wird. Im Anschluss erfolgt noch eine Korrektur mit dem tatsächlich gemessenen Jahresabfluss. Stichproben werden in der Regel im 14- oder 28-tägigem Abstand genommen. Die modellierten Gewässerfrachten ergeben sich durch einfaches Aufsummieren der Einträge aller Wasserkörper oberhalb der Gütemessstelle.

Die Gegenüberstellung der modellierten und gemessenen Frachten hat gezeigt, dass die modellierten Frachten grundsätzlich höher liegen. Auch wenn in vielen Fällen die Abweichungen auf die bei der Modellierung nicht berücksichtigten Prozesse im Gewässer zurückzuführen sein werden, können auch in der Stoffeintragsmodellierung selbst Gründe für Abweichungen liegen. Hier spielen zum einen die Verfügbarkeit von Eingangsdaten in guter Qualität bzw. räumlicher Auflösung eine Rolle, zum andern die Berechnungsansätze, welche die realen Prozesse nicht immer ausreichend genau abbilden.

In den Wasserkörpern 1001 und 1101 an der Argen hat der Abgleich gezeigt, dass die Modellierungsläufe zu deutlich zu hohen, nicht plausiblen Einträgen über den Pfad Abschwemmung führen. Daher wurde für diese Gebiete ein Vergleich der Landnutzung nach LANDSAT 2010 mit Daten des MLR vorgenommen. Weil sich dabei herausstellte, dass die Klassifizierungsergebnisse der Landnutzung nach LANDSAT 2010 in diesen Gebieten keinesfalls zufriedenstellend sind, wurde dort eine Korrektur der Landnutzung anhand der Daten des MLR vorgenommen.

Eine weitere Fehlerquelle liegt in der Verwendung unterschiedlicher Landnutzungsdaten in MONERIS BW selbst und bei der Berechnung der Abflusskomponenten in LARSIM begründet. In der MONERIS-BW Version „März 2015“ wurde für die Landnutzung statt des früher verwendeten Datensatzes (LANDSAT 2000) bereits der aktuellere Datensatz nach LANDSAT 2010 verwendet. In diesem aktuelleren Datensatz ist der Anteil der Ackerflächen deutlich höher, die Grünflächen sind deutlich verringert und Brachflächen werden nicht als eigene Klassen erfasst (Eurosense 2010). Dadurch, dass den verwendeten Abflusskomponenten aus LARSIM noch die Landnutzung nach LANDSAT 2000 zugrunde lag, wird durch die Verwendung des neueren Datensatzes eine Inkonsistenz der Daten und somit ein Fehler in Kauf genommen. Da die Landnutzungsdaten insgesamt einen sehr entscheidenden Einfluss auf fast alle diffusen Einträge haben, sollen sowohl die Modellierung in MoRE, als auch die Modellierung in LARSIM auf die bestverfügbare Landnutzungsgrundlage umgestellt werden. Statt auf Satellitendaten basierenden Klassifizierungen soll in Zukunft der ATKIS-NOrA-Datensatz (**N**utzer**O**rientiert **A**ufbereitet) verwendet werden. Dabei wird insbesondere darauf geachtet, dass die Zusammenfassung der einzelnen Klassen für die Modellierung in MONERIS-BW und LARSIM nach einem einheitlichen Schema erfolgt, um Inkonsistenzen künftig zu vermeiden.

Für den Wasserhaushalt werden in der MONERIS-BW Version „März 2015“ die Abflusskomponenten nach LARSIM verwendet. Derzeit werden aus LARSIM die Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ ausgegeben. Mittlerweile verfügt das Modell LARSIM jedoch über ein verbessertes Bo-

denmodul, welches es ermöglicht, den seitherigen Direktabfluss nochmals in eine schnellere Komponente (Oberflächenabfluss) und eine langsamere Komponente (präferentieller unterirdischer Abfluss) aufzuteilen. Da der präferentielle unterirdische Abfluss in der hier dokumentierten Modellversion als Teil des Oberflächenabflusses in die Modellierung eingeflossen ist, ist eine Überschätzung der Einträge über den Pfad Abschwemmung nicht auszuschließen. Gegebenenfalls kann das verbesserte Bodenmodul von LARSIM hier zu einer Optimierung der Modellierung beitragen.

Die Abweichungen zwischen modellierten Einträgen und berechneten Frachten halten sich im Neckareinzugsgebiet und an den Zuflüssen des Oberrheins in Grenzen und erscheinen angesichts der Tatsache, dass die Prozesse im Gewässer in der Modellierung nicht berücksichtigt sind, plausibel. Im Gegensatz dazu sind die Abweichungen in den Bearbeitungsgebieten „Donau“ (BG 6) und „Hochrhein“ (BG 1) teils erheblich. Es liegt die Vermutung nahe, dass die hohen Abweichungen nicht allein auf die nicht berücksichtigten Prozesse im Gewässer zurückzuführen sind, sondern dass es vor allem in diesen Gebieten noch Verbesserungspotential hinsichtlich der Eingangsdaten und Berechnungsansätze der Stoffeintragsmodellierung gibt.

Es fällt dabei auf, dass die Einzugsgebiete mit den höchsten Abweichungen bei der Plausibilisierung auch die höchsten flächenspezifischen o-PO₄-P-Einträge über diffuse Quellen haben. Von den diffusen Eintragspfaden korrelieren die flächenspezifischen Einträge über Abschwemmung am besten mit den Abweichungen bei der Plausibilisierung. Somit ist anzunehmen, dass dieser Pfad mitverantwortlich ist für die Abweichungen zwischen modellierten und aus Messwerten errechneten Frachten.

Die Einträge über den Pfad „Abschwemmung“ resultieren aus den für diesen Pfad zugrunde liegenden Flächen (Ackerflächen, Grünflächen und Restflächen), den Oberflächenabflüssen von diesen Flächen, sowie den Stoffkonzentrationen in diesem oberflächlichen Abfluss. Auf die generellen Möglichkeiten der Fehlerquellen durch die Verwendung des Landnutzungsdatensatzes nach LANDSAT 2010 und den Abflusskomponenten aus LARSIM wurde bereits eingegangen. Für den Eintragspfad „Abschwemmung“ kann die Verwendung der Landnutzung nach LANDSAT 2010 zu einer Überschätzung der Ackerflächen führen. Die Verwendung des aus LARSIM ausgegebenen Direktabflusses als Oberflächenabflusses im Pfad „Abschwemmung“ könnte ein Grund für zu hohe Wassermengen in diesem Pfad sein. Dennoch scheint es nicht plausibel, dass die hohen Abweichungen neben den nicht berücksichtigten Prozessen im Gewässer allein auf diese beiden Faktoren zurückzuführen sind. Vielmehr ist anzunehmen, dass die Problematik bei der verwendeten Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss liegt.

6 Ausblick

Nach Wasserrahmenrichtlinie steht im Dezember 2019 die nächste Überprüfung und erforderlichenfalls eine Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Emissionen an. Rechtzeitig vor diesem Zeitpunkt soll das Modell so weiter entwickelt werden, dass damit möglichst noch präzisere und räumliche höher aufgelöste Ergebnisse erzielbar sind. Damit soll das Modell dann auch in der Lage sein, die Ableitung notwendiger Verbesserungsmaßnahmen besser als bisher zu unterstützen.

Zunächst soll eine Optimierung der Stoffeintragsmodellierung in die Gewässer erfolgen. Dafür ist zum einen die Verwendung der bestmöglichen verfügbaren Datensätze als Eingangsdaten erforderlich. Zum andern müssen die Modellvorstellungen hinter den implementierten Berechnungsansätzen vor dem Hintergrund der aktuellen Datenlage und des aktuellen Wissensstandes überprüft und gegebenenfalls optimiert werden. Außerdem wird ein Knoten-Kanten-Modell integriert, um Eintragsbilanzen nicht nur auf Wasserkörperebene, sondern an allen relevanten Punkten entlang der Fließgewässer erstellen zu können.

Ausgehend vom oben dokumentierten Modellstand MONERIS-BW Version „März 2015“ sind folgende Schritte zur Optimierung vorgesehen:

Einwohner: Nach dem Zensus 2011 des Statistischen Bundesamtes liegen aktuellere Einwohnerzahlen für Baden-Württemberg vor. Der Zensus hat für Baden-Württemberg im Jahr 2011 eine Einwohnerzahl von 10,49 Mio. ergeben, im Vergleich dazu lag die Einwohnerzahl nach StaLa 2010a im Jahr 2010 bei 10,75 Mio.

Landnutzung: Mit ATKIS-NorA (Nutzerorientiert Aufbereitete Geobasisdaten) liegt für Baden-Württemberg ein hochaufgelöster Landnutzungs-Datensatz vor (ca. 1 Mio. Einzelflächen mit mittlerer Größe von ca. 3,4 ha). Dieser soll bei der Modellierung in Zukunft als Landnutzungsdatensatz dienen, da er gegenüber den Landnutzungsdatensätzen nach LANDSAT Vorteile bietet. Durch die Verwendung von ATKIS-Daten entfällt die Problematik von Fehlklassifikationen, die bei satellitenbasierten Landnutzungsdatensätzen immer wieder zu Problemen führt. Ein weiterer großer Vorteil ist die große Anzahl an Landnutzungen, die in ATKIS-NorA unterschieden wird. Auch wenn in den bestehenden Berechnungsansätzen Ackerland nicht weiter differenziert wird, können mithilfe von ATKIS-NorA die einzelnen landwirtschaftlichen Nutzungen getrennt verwaltet werden. Dies ermöglicht in Zukunft eine einfache Implementierung von kulturabhängigen landwirtschaftlichen Maßnahmen ins Modell.

Wasserhaushalt: Die Firma Hydron führt derzeit im Auftrag der LUBW eine Pilotstudie zu einer optimierten Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten mit LARSIM durch. Für die drei Pilotgebiete werden die Wasserhaushaltskomponenten basierend auf ATKIS-NorA als Landnutzung mit einem verbesserten Bodenmodul neu berechnet. Durch das verbesserte Bodenmodul wird der Oberflächenabfluss nochmal in eine schnelle und eine verzögerte Abflusskomponente aufgeteilt, die ggf. eher dem natürlichen Interflow zuzuschlagen ist.

Abschwemmung: Im Eintragspfad Abschwemmung werden derzeit die P_2O_5 -Oberbodengehalte der landwirtschaftlichen Grunduntersuchung mithilfe des Ansatzes nach Scheinost (1995) in Phosphor-Konzentrationen in der Gleichgewichtslösung umgerechnet, die dann bei der Modellierung als Phosphor-Konzentrationen im

Oberflächenabfluss angenommen werden. Es ist ein Projekt am KIT geplant, in dem durch einfache Schüttelversuche der Ansatz von Scheinost (1995) zunächst nachvollzogen und gegebenenfalls optimiert werden soll.

Erosion: Im Eintragspfad Erosion ist geplant, den derzeit implementierten Bodenabtrag (Halbfaß & Grunewald 2004) durch einen neu berechneten Bodenabtrag des LGRB zu ersetzen. Für diesen stehen die einzelnen ABAG-Faktoren sowie der berechnete Bodenabtrag mit und ohne Berücksichtigung der MEKA-Maßnahmen Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau auf 100 x 100 m Raster zur Verfügung.

In der dokumentierten MONERIS-BW Version „März 2015“ erfolgt die Stoffeintragsmodellierung ausschließlich auf Wasserkörperebene. Die Software MoRE bietet jedoch bereits zum jetzigen Zeitpunkt die Möglichkeit, kommunale Sammelkläranlagen und industrielle Direkteinleiter als Punktquellen im System zu implementieren. Diese Verwaltung der einzelnen Anlagen im System ermöglicht das Vorhalten punktquellenbezogener Eingangsdaten wie Jahresabwassermengen und Ablaufkonzentrationen, was zu einer besseren Transparenz und Dokumentation beiträgt. Vor allem aber wird dadurch die direkte Modellierung von Einträgen auf Anlagenebene ermöglicht. Durch die Modellierung der Einträge auf dieser Ebene können die Wirkungen von Maßnahmen auf Ebene der Kläranlagen (zum Beispiel eine Reduktion der Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Größenklasse einer Kläranlage) abgebildet werden. Darüber hinaus bietet sich dadurch die Möglichkeit, in zukünftigen Modellversionen ganze Siedlungsgebiete zu Kläranlagen oder Regenüberlaufbecken zuzuordnen und so eine optimierte Modellierung der Einträge über urbane Flächen (Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen) zu implementieren. Die Umstellung der Stoffeintragsmodellierung von Wasserkörperebene auf Punktquellenebene wird derzeit für kommunale Sammelkläranlagen realisiert und soll in Kürze auch für industrielle Direkteinleiter umgesetzt werden.

Weiterhin wird das Modell um ein sogenanntes Gewässermodul erweitert werden. Mithilfe dieses Moduls können die modellierten Stoffeinträge über Punktquellen und diffuse Quellen über ein Knoten-Kanten-Modell unter Berücksichtigung von Abbau- und Retentionsprozessen als modellierte Gewässerfrachten entlang des Gewässernetzes aufsummiert werden. Durch diese Funktionalität kann in Zukunft z.B. an jeder Gütemessstelle eine Gegenüberstellung von berechneten Gewässerfrachten (aus Abfluss- und Gütemessungen) und modellierten Gewässerfrachten erfolgen – und damit eine Validierung des Modells. Außerdem kann an jeder Stelle im Gewässer modelliert werden, welche Quellen im Einzugsgebiet welchen Anteil an der dortigen Fracht oder an der Konzentration haben und welchen Effekt Minderungsmaßnahmen haben. Wenn eine ausreichende Modellqualität erzielt werden kann, ist dadurch eine erhebliche Unterstützung der Maßnahmenableitung zu erwarten.

Das Gesamtmodell mit den genannten Verbesserungen und Erweiterungen wird in Baden-Württemberg in Zukunft unter dem Namen METRIS BW (Modelling of Emissions and Transport in River Systems für Baden Württemberg) betrieben. Die Entwicklung von METRIS BW ist wesentlicher Bestandteil der landesweiten Studie SLOPE („Studie zur Entwicklung von Werkzeugen zur verbesserten Lokalisierung von Phosphor-Emissionen“). Der zweite Baustein von SLOPE ist die Entwicklung eines auf Kieselalgenuntersuchungen basierenden Indikators, der im Zusammenspiel mit METRIS BW die Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen weiter optimieren soll.

Literaturverzeichnis

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. Unter Mitarbeit von Hanns Teichmann. 4. Aufl. Berlin: Ernst (ATV-Handbuch, Bi).

Auerswald, K.; Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. In: VDLUFA (Hg.): Hohe P-Gehalte im Boden. Mögliche Folgen für die Umwelt : Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln. Darmstadt: VDLUFA-Verlag (VDLUFA-Schriftenreihe, 50), S. 37–54.

Bach, M.; Huber, A.; Frede, H.-G. (2002): Schätzung des Anteils dräniertes Landwirtschaftsflächen in Deutschland (westliche Länder). Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz Wettenberg e.V.

Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M. et al. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Hg. v. Umweltbundesamt. Berlin (Texte, 75).

Brombach, H.; Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Hg. v. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 49).

Eisele, M. (2003): Räumlich differenzierte Wasserbilanz von Baden-Württemberg als hydrologische Grundlage für Stoffbilanzmodelle. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.

Eurosense (2010): Erstellung einer Landnutzungskarte BW auf der Basis von Satellitendaten. Technischer Projektbericht.

Fuchs, S.; Scherer, U.; Hillenbrand, T. et al. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Hg. v. Umweltbundesamt (Texte, 54/02).

Gündra, H.; Jäger, S.; Schroeder, M.; Dikau, R. (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. 7 Tabellen. Stuttgart: Ulmer (Agrarforschung in Baden-Württemberg, 24).

Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2004): Berechnung des Anschlussgrades von Bodenabtragsflächen an das Gewässersystem in Baden-Württemberg. Endbericht. Werkvertrag Nr. 50064099/41. TU Dresden. Dresden.

Hilden, M. (2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fliessgewässern. Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. Berlin: Kulturbuch-Verl. (Oberirdische Gewässer : Konzepte und Strategien).

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008a): Kurzdokumentation Abwasser, urbane Flächen und Mischwasserentlastung. Stand Dez. 2008, nicht veröffentlicht. Unter Mitarbeit von Joachim Ruf und Kurt Henning.

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008b): Kurzdokumentation Ansätze für Gesamt-Phosphor (Abschwemmung und Erosion) und pflanzenverfügbaren Phosphor. Stand Dez. 2008, nicht veröffentlicht. Unter Mitarbeit von Joachim Ruf und Kurt Henning.

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008c): Kurzdokumentation Erosion. Stand Dez. 2008, nicht veröffentlicht. Unter Mitarbeit von Joachim Ruf und Kurt Henning.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Integrale Datenanalyse zur Abschätzung von regionalen Stickstoffsalden, von Denitrifikationsraten sowie zur orientierenden Prognose von Grundwasserkonzentrationen (IDAS). Abschätzung und Bewertung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU).

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg. Methodenband. Online verfügbar unter https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/14827/bestandsaufnahme_wrrl_methodenband.pdf?command=downloadContent&filename=bestandsaufnahme_wrrl_methodenband.pdf, zuletzt geprüft am 19.02.2015.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Methodenband Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg. Online verfügbar unter https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/14827/bestandsaufnahme_wrrl_methodenband.pdf?command=downloadContent&filename=bestandsaufnahme_wrrl_methodenband.pdf, zuletzt geprüft am 22.01.2015.

LAWA-AO (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten.

LAWA-AO (2015): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten.

Lucas, S. (2003): Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse. Eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe: ISWW (Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe / Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd. 115).

Marks, R.; Müller, M.-J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). 2. Aufl. Trier: Zentralkommission für Dt. Landeskunde (Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 229).

Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen. In: P. Wolf (Hg.): Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisation, Bd. 7. 4. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium (Wasser Abwasser Abfall, 7), S. 69–76.

Prasuhn, V.; Spiess, E. (2004): Abschätzung der Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht FAL. Hg. v. FAL Reckenholz, zuletzt geprüft am 12.12.2014.

Prasuhn, V.; Spiess, E.; Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee (Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 45).

Scheinost, A. (1995): Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Dissertation, Aachen.

Voges, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer. Dissertation. Universität Hannover, Hannover. Fachbereich Geowissenschaften und Geographie.

Quellenverzeichnis

GRUNDLAGENDATENSÄTZE

Grundlagendatensatz	Quelle	Datentyp	Jahr	Bemerkungen	Pfade*
WRRL-Wasserkörper	LUBW 2013 / RIPS-AWGN		2013		
Verwaltungsgrenzen der Gemeinden in Baden-Württemberg, Stand zum Abschluss der Gemeindereform	LGL 1975 / RIPS		1975		
Verwaltungsgrenzen der Gemarkungen in Baden-Württemberg	LGL / RIPS				
Stickstoff- und Phosphorfrachten aus kommunalen Sammelkläranlagen für das Jahr 2010	LUBW 2013 / WIBAS-AGS	Kläranlagen	2010	Datenbankauszug, Frachten berechnet aus Ablaufkonzentrationen und Jahresabwassermengen	WWTP
WRRL Bestandsaufnahme der signifikanten anthropogenen Belastungen aus industriellen Punktquellen im Jahr 2010	LUBW 2013b	Industrielle Direkteinleiter	2010		ID
Einwohner auf Gemeindeebene für das Jahr 2010	StaLa 2010a	Gemeinde	2010		UR
Einwohner mit dezentraler Abwasserentsorgung auf Gemeindeebene für das Jahr 2010	StaLa 2010b	Gemeinde	2010		UR
Kanallängen im Misch- bzw. Trennsystem auf Gemeindeebene für das Jahr 2010	StaLa 2010c	Gemeinde	2010		UR
Einwohneranteile Gemarkung an Gemeinde zum Zeitpunkt der Gemeindereform 1975	LUBW 2008; Henning	Gemarkung	1975	Bearbeitung: angepasst für Gemeindegemeinschaften der letzten Jahre	UR
ATKIS Layer t2a	LGL 2006		2006	Siedlungsflächen mit Zuordnung zur Kläranlage bzw. Information zur dezentralen Abwasserentsorgung	UR
Landnutzung nach LANDSAT 2010	LUBW 2010	Raster 30*30 m	2010	Die Klassifizierung erfolgte auf Basis multispektraler LANDSAT-TM5 Datensätze der Jahre 2009 und 2010, es werden 15 Landnutzungsklassen unterschieden.	
WHM LARSIM 1990-2010	LUBW 2013a	Raster 1*1 km	2004-2010	Halbjährliche Abflusskomponenten „Direktabfluss“, „Interflow“ und „Basisabfluss“ für die Jahre 2004-2010 mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM, basierend auf Landnutzungsdaten nach LANDSAT 2000	UR SR IF GW TD
Stickstoff-Gesamtdeposition aus der Atmosphäre für das Jahr 2010	EMEP 2013	Raster 50*50 km	2010	Ergebnisse der EMEP-Modellierung (Neuberechnung v2013)	UR AD
Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg, Mannheim.	LfU 2001	Raster 300*300 m	1990-1999	Nitrat-Stickstoff- und Orthophosphat-Konzentrationen. Regionalisierte Messwerte der Jahre 1990-1999, Mittelwert	IF GW TD UR
P ₂ O ₅ -Oberbodengehalte für Acker- und Grünflächen	LTZA	Gemarkung	2001-2006	Medianwerte der Jahre 2001-2006 auf Gemarkungsebene. Lücken im Datensatz wurden über Räumliche Interpolation (Kriging) geschlossen	SR ER

Fremdwasserzuschläge für die Naturräume Baden-Württembergs	Lucas 2003	Naturräume BW / 206 Bilanzgebiete	2003	Die Daten wurden bei der MONERIS-Bilanzierung 2008 für die damaligen 206 Bilanzierungsgebiete als Eingangsdaten aufbereitet und standen in dieser Form zur Verfügung	UR
Drainierter Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Ebene der Landkreise.	LfU 2003; Regierungspräsidien	Landkreise / 116 WK	2003	Befragung basierend auf Bach et al. 2002. Die Daten wurden bei der MONERIS-Bilanzierung 2003 für die damaligen 116 Wasserkörper als Eingangsdaten aufbereitet und standen in dieser Form zur Verfügung.	TD
Karte der hydrogeologischen Einheiten.	RP Freiburg, LGRB 2003	/ 206 Bilanzgebiete	2003	Die Daten wurden bei der MONERIS-Bilanzierung 2008 für die damaligen 206 Bilanzierungsgebiete als Eingangsdaten aufbereitet und standen in dieser Form zur Verfügung	SR IF GW TD ER
Speichervolumen	LUBW 2010 / AGS	RÜB	2010		UR
Sedimenteintrag	Halbfaß & Grunewald 2004	Raster 1*1 km	2004		ER
Digitales Höhenmodell 50	LVA 1989 / RIPS	Raster 50*50 m	1989		ER
Bodenübersichtskarte 1:200.000	RP Freiburg, LGRB / RIPS	1:200.000			ER
Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg	MUV; LfU 2004		2004		ER
*Die Eintragspfade sind hier folgenden Abkürzungen angegeben:					
<ul style="list-style-type: none"> • kommunale Sammelkläranlagen (WWTP für Waste Water Treatment Plants) • Industrielle Direkteinleiter (ID) • Urbane Flächen (UR) • Dezentrale Abwasserentsorgung (DC für decentral) • Erosion (ER) • Abschwemmung (SR für Surface Runoff) • Grundwasser (GW) • Natürlicher Interflow (IF für Interflow) • Drainagen (TD für Tile Drainage) • Atmosphärische Deposition (AD) 					

MODELLKONSTANTEN

Variablenbeschreibung	Quelle	Verwendet in Eintragspfaden
Versiegelungsgrad Siedlung, dicht: 0,5	LfU 2003a; Haller	Flächenbilanz
Versiegelungsgrad Siedlung, locker: 0,3	LfU 2003b; Haller	Flächenbilanz
Grünflächenanteil an unversiegelter Siedlungsfläche: 0,7	LfU 2006a	Flächenbilanz
Waldflächenanteil an unversiegelter Siedlungsfläche: 0,3	LfU 2006b	Flächenbilanz
Einwohnerspezifischer häuslicher Abfluss: 125 l/(E-d)	Kurzdokumentation LUBW 2008a; Ruf; Henning	urbane Flächen
Einwohnerspezifischer gewerblicher Abfluss: 80 l/(E-d)	Kurzdokumentation LUBW 2008a; Ruf; Henning	urbane Flächen
Einwohnerspezifischer Stickstoffeintrag: 11 g/(E-d)	Behrendt et al. 1999, S. 58	urbane Flächen dezentrale Abwasserentsorgung
Einwohnerspezifischer Phosphoreintrag: 2,5 g/(E-d)	Kurzdokumentation LUBW 2008a; Ruf; Henning	urbane Flächen dezentrale Abwasserentsorgung
Stickstoff-Konzentration im gewerblichen Abwasser: 20 mg/l	LfU 2006a; Ruf	urbane Flächen

Phosphor-Konzentration im gewerblichen Abwasser: 0,5 mg/l	LfU 2006b; Ruf	urbane Flächen
Faktor zur Ableitung von Einwohnerequivalenten aus Einwohnerzahl: 0,7 gewichteter Mittelwert für Baden-Württemberg	Kurzdokumentation LUBW 2008a; Ruf; Henning	urbane Flächen
Zuschlag für Akkumulation und Abtrag: 1,09	Kurzdokumentation LUBW 2008a; Ruf; Henning angepasst 2013	urbane Flächen
Stickstoff-Oberflächenpotential durch Laubfall und tierische Exkremente: 4 kg/(ha·a)	Behrendt et al. 1999, S. 137	urbane Flächen
Phosphor-Oberflächenpotential: 2,5 kg/(ha·a)	Brombach & Michelbach 1998, S. 14	urbane Flächen
Regenabflussspende: 1 l/(s·ha)	Behrendt et al. 1999, S. 139	urbane Flächen
Maximales flächenspezifisches Speichervolumen: 23,3 m³/ha	Brombach & Michelbach 1998, S. 16	urbane Flächen
Stickstoff-Abbaurrate bei dezentraler Entsorgung: 0,3	LfU 2003b; Haller - mdl. Mitteilung	dezentrale Abwasserentsorgung
Stickstoff-Abbaurrate bei dezentraler Entsorgung: 0,4	LfU 2003a; Haller - mdl. Mitteilung	dezentrale Abwasserentsorgung
Faktor zur Ableitung der P-Sickerwasserkonzentration aus der P-Grundwasserkonzentration: 1,5	LfU 2006c	natürlicher Interflow drainierte Flächen
Faktor zur Ableitung der N-Sickerwasserkonzentration aus der N-Grundwasserkonzentration: 2	LfU 2004	natürlicher Interflow drainierte Flächen
Faktor zur stöchiometrischen Umrechnung von o-PO ₄ in o-PO ₄ -P: 0,326		Grundwasser natürlicher Interflow drainierte Flächen
Stickstoff-Oberbodengehalt: 1500 mg/kg	Prasuhn & Spiess 2004	Erosion
C:N-Verhältnis: 10:1	RP Freiburg, LGRB	Erosion
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für kommunale Kläranlagen: 0,7	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning	kommunale Sammelkläranlagen
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für industrielle Direkteinleiter: 0,5	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning	industrielle Direkteinleiter
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für urbane Flächen: 0,6	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning	urbane Flächen
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für dezentrale Abwasserentsorgung: 0,6	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning	dezentrale Abwasserentsorgung
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für Grundwasser: 1		Grundwasser
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für natürlicher Interflow: 1		natürlicher Interflow
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für Drainagen: 1		drainierte Flächen
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für Abschwemmung: 1		Abschwemmung
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für Erosion: 0,05	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning	Erosion
Anteil von pflanzenverfügbarem P an P _{ges} für atmosphärische Deposition: 1	Kurzdokumentation LUBW 2008b; Ruf; Henning Nach Prasuhn	atmosphärische Deposition
Orientierungswert für Gesamt-Phosphor: 0,2 mg/l	Rahmenkonzeption Monitoring (LAWA-AO 2015)	
Orientierungswert für Orthophosphat (o-PO ₄ -P) im Alpenvorland: 0,05 mg/l	Rahmenkonzeption Monitoring (LAWA-AO 2015)	
Orientierungswert für Orthophosphat (o-PO ₄ -P): 0,07 mg/l (für Gegenden Baden-Württembergs, außer Alpenvorland)	Rahmenkonzeption Monitoring (LAWA-AO 2015)	

Glossar

AGS:	Anlagenbezogener Gewässerschutz
ATKIS:	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
ATKIS-NOrA:	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (Nutzerorientierte Aufbereitung von Geobasisdaten)
ATV:	Abwassertechnische Vereinigung
AWGN:	Amtliches Digitales Wasserwirtschaftliches Gewässernetz
BG	Bearbeitungsgebiet, besteht aus mehreren TBGs
BÜK 200:	Bodenübersichtskarte 1: 200.000
EMEP:	European Monitoring and Evaluation Programme
FisGeQua:	Fachinformationssystem Gewässerqualität
IDAS:	Integrale Datenanalyse zur Abschätzung von regionalen Stickstoffsalden, von Denitrifikationsraten sowie zur orientierenden Prognose von Grundwasserkonzentrationen
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
IWG	Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe
KIT	Karlsruher Institut für Technologie
LARSIM:	Large Area Runoff Simulation Modell
LAWA:	Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU:	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
LGL:	Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, Karlsruhe
LGRB:	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Freiburg
LTZA	Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe
LUBW:	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Fusion von LfU und UMEG
LVermA:	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg. Seit 2009 Teil des LGL
METRIS:	Modelling of Emissions and Transport in River Systems

MONERIS:	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MoRE:	Modeling of Regionalized Emissions
MUV:	Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Teilt sich heute auf in UM und MVI
RiPS:	Räumliches Informations- und Planungssystem
RP:	Regierungspräsidium
SLOPE:	Studie zur Entwicklung von Werkzeugen zur verbesserten Lokalisierung von Phosphor-Emissionen
StaLa:	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart
TBG	Teilbearbeitungsgebiet, besteht aus mehreren WKs
UBA:	Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
UM:	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
UMEG:	Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit
VDLUFA:	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
WaBoA:	Wasser- und Bodatlas Baden-Württemberg
WAABIS:	Informationssystem Wasser, Abfall, Altlasten, Boden. Seit 2006 integriert in WIBAS.
WIBAS	Informationssystem Wasser, Immissionsschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz.
WK	Wasserkörper
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Anhang

ANHANG 1: SOFTWARE „MORE“ ALS WERKZEUG ZUR STOFFEINTRAGSMODELLIERUNG

Die Software MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) ist ein Werkzeug zur Modellierung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer, das sich insbesondere durch seine einfache und kohärente Struktur auszeichnet. MoRE enthält keinen programmierten Rechenkern, sondern sowohl die räumlichen Modellierungseinheiten, als auch die zu modellierenden Stoffe, die zugehörigen Eingangsdaten und die Berechnungsansätze werden vom Nutzer selbst definiert und in einer Datenbank abgelegt. MoRE stellt eine sehr transparente Plattform dar, in welcher alle eingepflegten Daten und Berechnungsansätze strukturiert und über Metadaten (Datenherkunft, Gültigkeit, Quelle des Berechnungsansatzes...) sauber dokumentiert werden können.

Grundlage von MoRE sind eine Open Source PostgreSQL-Datenbank, ein generischer Rechenkern sowie zwei Benutzeroberflächen: MoRE Developer und MoRE Visualizer (Abbildung 21). Die Benutzeroberflächen wurden entwickelt für die Interaktion mit der PostgreSQL-Datenbank. Der Inhalt der PostgreSQL-Datenbank kann mit Hilfe der Benutzeroberfläche MoRE Developer gelesen, verändert und erweitert werden. Die Modellierung von Einträgen und Gewässerfrachten erfolgt über einen generischen Rechenkern, der über die Benutzeroberfläche MoRE Developer angesteuert wird und eine dynamische Verbindung zur PostgreSQL-Datenbank hat. Die Ergebnisse der Modellierung können entweder als Tabelle im MoRE Developer ausgegeben oder in einem GIS-Browser (MoRE Visualizer) in Kartenform sowie in Form von Diagrammen gezeigt werden. Die Benutzer können mit MoRE entweder über eine Netzwerkverbindung in einem Multiuser-Zugriff arbeiten oder über eine Einzelplatzanwendung für PC.

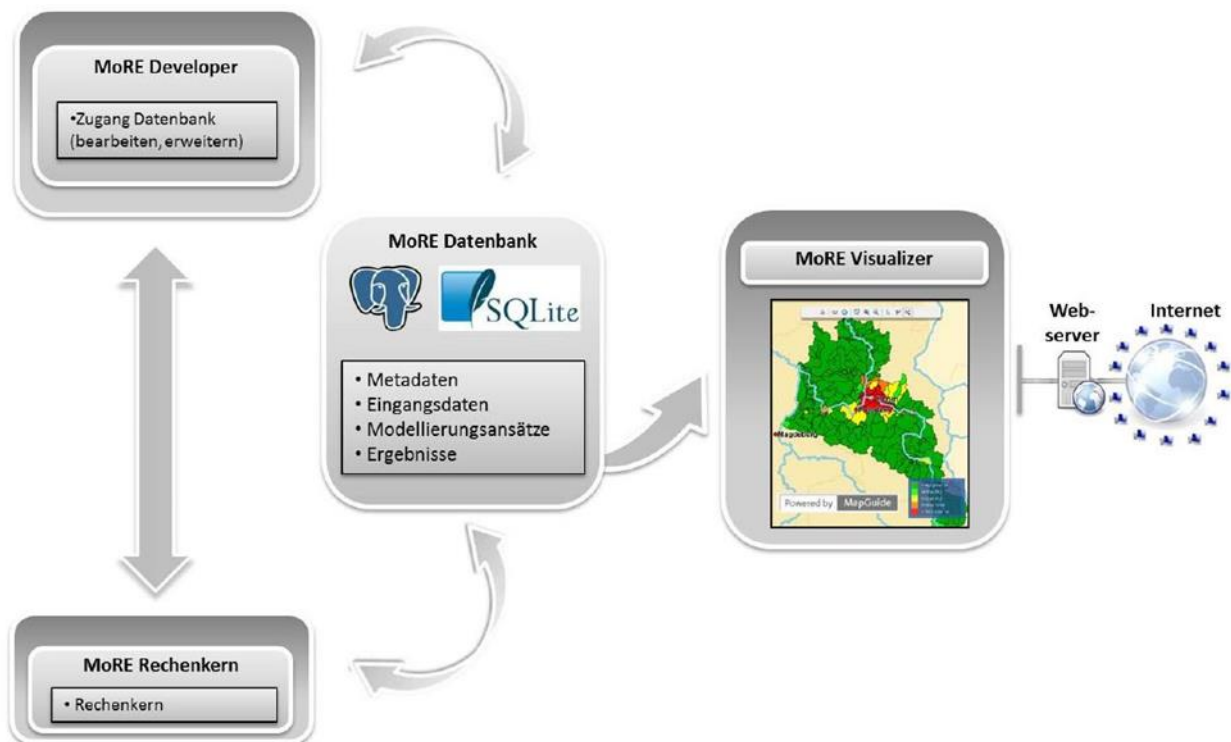


Abbildung 21: Architektur des Open Source Werkzeuges MoRE

MORE RECHENKERN

Eines der Hauptziele bei der Entwicklung von MoRE war die Bereitstellung eines flexiblen Modellierungswerkzeuges. Der Rechenkern wurde als autonome Einheit des MoRE-Systems konzipiert und programmiert. Er liest die Eingangsdaten aus der PostgreSQL-Datenbank und führt die Berechnungen gemäß den Definitionen aus den in der Datenbank zugrundeliegenden Algorithmen aus. Der generische Rechenkern enthält keine Formeln, sondern lediglich die logische Struktur der Datenbank. Da der Rechenkern eine von der Datenbank unabhängige Einheit ist, muss er nicht an Veränderungen neuer Rechenalgorithmen angepasst werden, so lange die Struktur der Datenbank beibehalten wird. Der Benutzer benötigt keine Programmierkenntnisse. Somit lassen sich neue Berechnungsansätze sehr flexibel in MoRE einbinden und testen.

MORE DATENBANK

Die Datenbank von MoRE enthält neben dem Raumbezug der Modellierung in Form von Analysegebieten alle Daten und Metadaten für die Modellkonstanten, die raumbezogenen und raum- und zeitbezogenen Variablen. Über die Metadatenverwaltung können den importierten Eingangsdatensätzen beispielsweise eine eindeutige Herkunft, aber auch Informationen wie Pfad- und Stoffbezug zugewiesen werden. Des Weiteren sind in der Datenbank alle Modellierungsansätze abgelegt. Die erzeugten Ergebnisse werden auf zwei Ebenen gespeichert, als vorläufige und endgültige Ergebnisse. Für die Visualisierung wird auf die endgültigen Ergebnisse zurückgegriffen. Nach der Modellierung können die Ergebnisse zur weiteren Analyse z.B. nach MS Excel exportiert werden.

MORE DEVELOPER

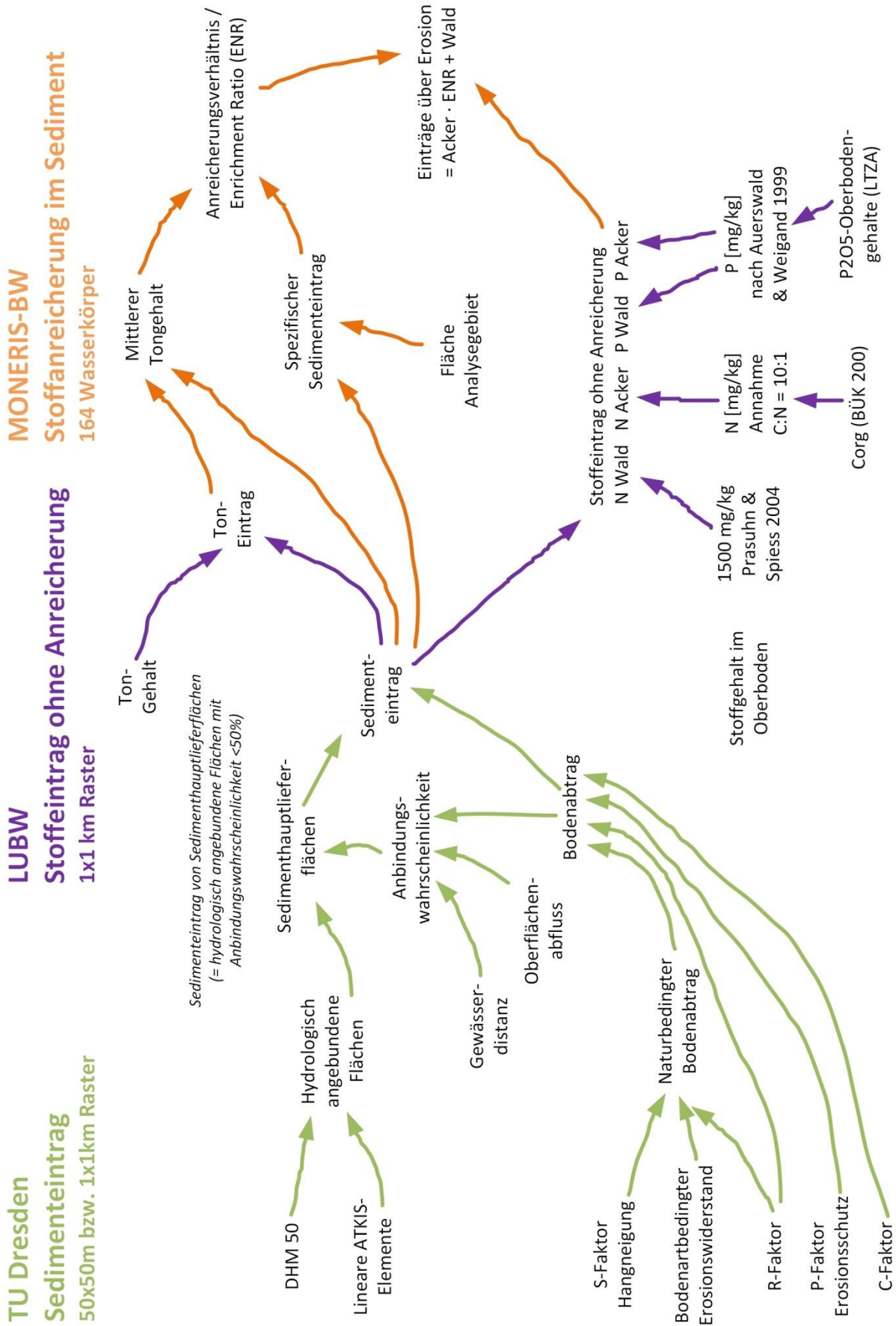
Über die Benutzeroberfläche MoRE Developer können Eingangsdaten in die Datenbank importiert und Berechnungsansätze definiert bzw. angepasst werden. Weiterhin wird über diese Oberfläche der Rechenkern zur Berechnung der Einträge in die Gewässer sowie der Gewässerfrachten angestoßen.

MoRE ist modular aufgebaut, so dass Berechnungsansätze zu unterschiedlichen Eintragspfaden unabhängig voneinander angepasst werden können. Hieraus ergibt sich die Möglichkeit, einen Eintragspfad mit unterschiedlichen Eingangsdaten oder Modellierungsansätzen in verschiedenen Varianten zu berechnen. Somit können andere Eingangsdaten und Berechnungsansätze als Variante zur Basisvariante angelegt werden. Die so erzielten Ergebnisse können miteinander verglichen werden, um die Qualität der neuen Eingangsdaten und Ansätze zu bewerten.

MORE VISUALIZER

Zusätzlich zum MoRE Developer bietet die Benutzeroberfläche MoRE Visualizer die Möglichkeit, die Grundlagendaten und flächenspezifische Ergebnisse zu präsentieren und zu analysieren. Der Visualizer ist eine Browser-basierte Applikation, die über eine Internetverbindung genutzt werden kann und steht in direkter Verbindung zur MoRE Datenbank. Somit haben alle bestätigten Veränderungen, die über den MoRE Developer in der Datenbank durchgeführt werden einen direkten Einfluss auf die dargestellten Ergebnisse im Visualizer. Der Hauptanwendungszweck des Visualizers ist die Erstellung von Karten aus der MoRE Datenbank, wobei die Daten durch Nutzung verschiedener Optionen wie Verwaltungsgrenzen, Einzugsgebiete, Stoffe, Jahre usw. selektiert werden können. Eine besondere Anwendungsmöglichkeit ist dabei der selektive Vergleich unterschiedlicher Zeiträume.

ANHANG 2: SCHEMA DES EINTRAGSPFADS EROSION



ANHANG 3: NÄHRSTOFFEINTRÄGE AUF EBENE DER BEARBEITUNGSGEBIETE

N [t/a]	Baden- Württemberg	Donau	Bodensee	Hochrhein	Oberrhein	Neckar	Main
Grundwasser	26.804	7.459	1.424	912	7.012	8.877	1.119
natürlicher Interflow	19.933	2.566	2.051	2.216	3.524	8.383	1.193
Drainagen	6.783	1.839	605	45	570	3.490	233
Erosion	2.122	263	247	181	372	891	168
Abschwemmung	3.756	828	758	347	369	1.302	153
atm. Deposition	325	52	29	31	148	60	5
urbane Flächen	2.599	398	204	159	680	1.108	51
kommunale Sammelkläranlagen	15.568	1.752	1.102	417	3.326	8.594	377
dezentrale Abwasserbehandlung	221	34	22	19	64	78	4
industrielle Direkteinleiter	756	15	-	47	325	369	-
P [t/a]	Baden- Württemberg	Donau	Bodensee	Hochrhein	Oberrhein	Neckar	Main
Grundwasser	158,6	39,1	3,2	9,2	55,2	47,0	4,9
natürlicher Interflow	111,1	13,2	3,5	18,6	35,5	37,0	3,2
Drainagen	23,9	6,4	1,0	0,2	2,3	13,6	0,5
Erosion	921,6	98,0	114,6	63,2	188,5	379,4	77,9
Abschwemmung	792,9	187,6	171,5	75,8	72,3	235,8	50,0
atm. Deposition	7,6	1,1	0,5	0,7	3,6	1,5	0,2
urbane Flächen	456,7	67,7	31,9	27,9	119,6	200,4	9,2
kommunale Sammelkläranlagen	1.154,4	136,8	26,1	41,5	228,6	670,7	50,6
dezentrale Abwasserbehandlung	43,0	6,5	4,3	3,8	12,4	15,2	0,9
industrielle Direkteinleiter	37,6	2,4	-	5,5	24,2	5,5	-
o-PO4-P [t/a]	Baden- Württemberg	Donau	Bodensee	Hochrhein	Oberrhein	Neckar	Main
Grundwasser	158,6	39,1	3,2	9,2	55,2	47,0	4,9
natürlicher Interflow	111,1	13,2	3,5	18,6	35,5	37,0	3,2
Drainagen	23,9	6,4	1,0	0,2	2,3	13,6	0,5
Erosion	46,1	4,9	5,7	3,2	9,4	19,0	3,9
Abschwemmung	792,9	187,6	171,5	75,8	72,3	235,8	50,0
atm. Deposition	7,6	1,1	0,5	0,7	3,6	1,5	0,2
urbane Flächen	274,0	40,6	19,1	16,7	71,8	120,3	5,5
kommunale Sammelkläranlagen	808,1	95,8	18,3	29,0	160,0	469,5	35,4
dezentrale Abwasserbehandlung	25,8	3,9	2,6	2,3	7,5	9,1	0,5
industrielle Direkteinleiter	18,8	1,2	-	2,7	12,1	2,8	-

ANHANG 4: KARTENDARSTELLUNGEN ZU EINTRÄGEN AUF WASSERKÖRPEREBENE FÜR EINTRAGSPFADE

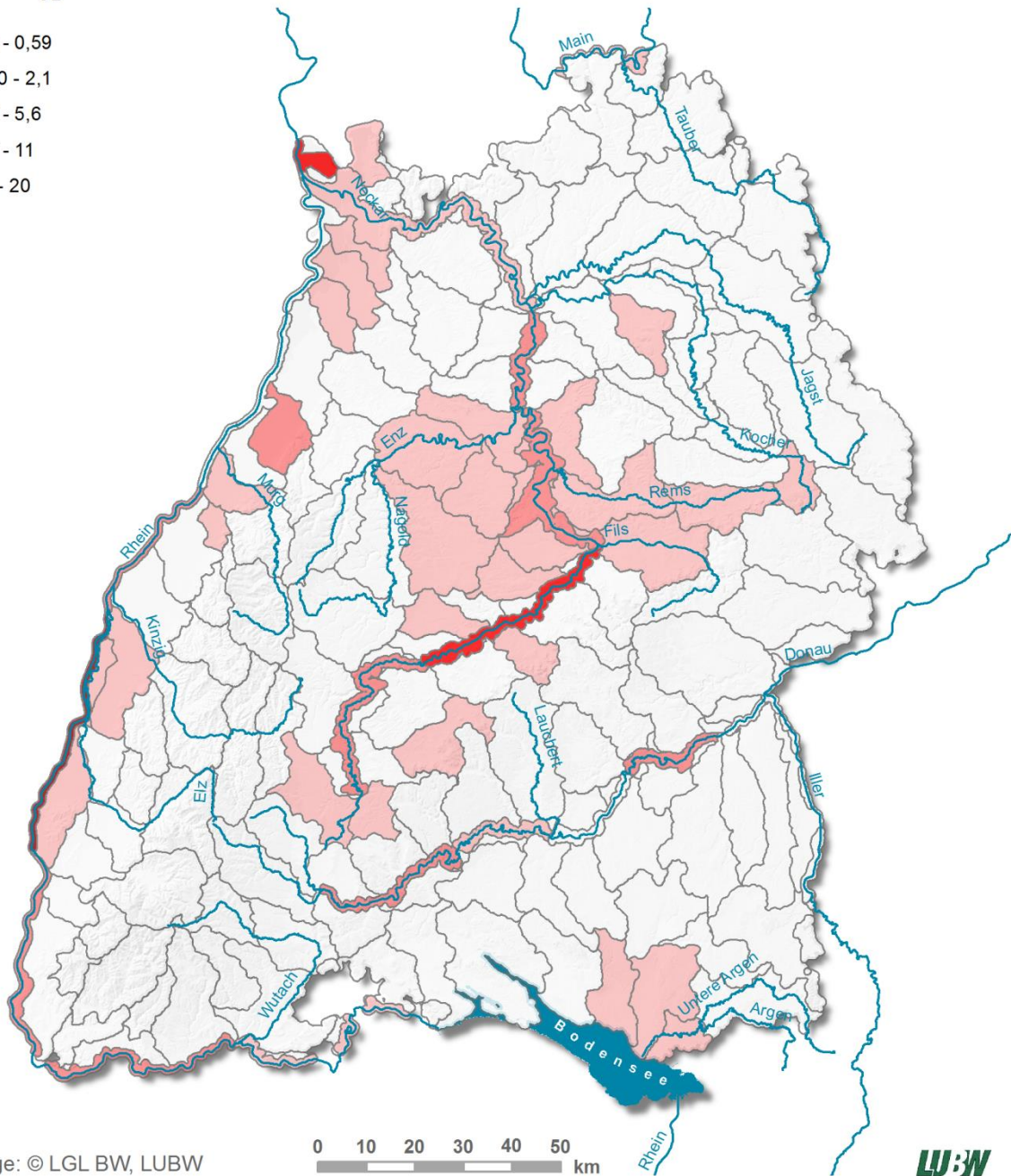
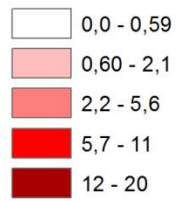
Nachfolgend sind die Kartendarstellungen von Stickstoff-, Phosphor- und Orthophosphat-Einträgen (o-PO₄-P) für folgende Eintragspfade angehängt:

- Kläranlagen
- industrielle Direkteinleiter
- versiegelte urbane Flächen
- dezentrale Abwasserentsorgung
- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser
- natürlicher Interflow
- Drainagen
- atmosphärische Deposition

Die Einteilung in fünf Klassen erfolgte in ArcGIS zunächst automatisiert mithilfe des Algorithmus „Natural Breaks“. Daraufhin erfolgte eine manuelle Verschiebung der Untergrenze der obersten Klasse dahingehend, dass alle Ausreißer der Klasse mit den höchsten Werten zugeordnet werden.

Stickstoff Einträge über kommunale Sammelkläranlagen [t/(km²·a)]

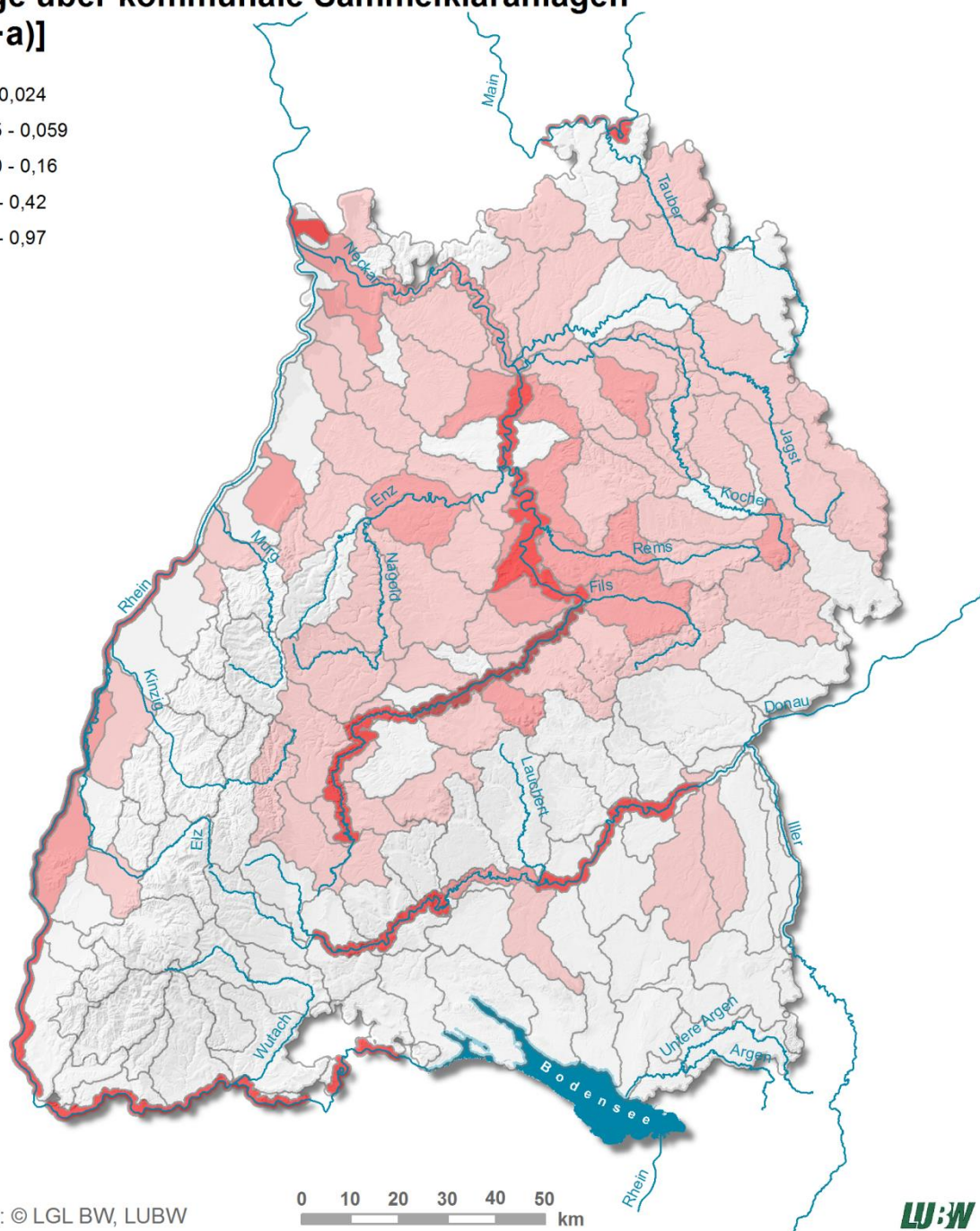
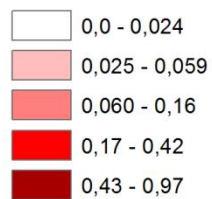
MONERIS-BW
Version März 2015



Grundlage: © LGL BW, LUBW

Phosphor Einträge über kommunale Sammelkläranlagen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

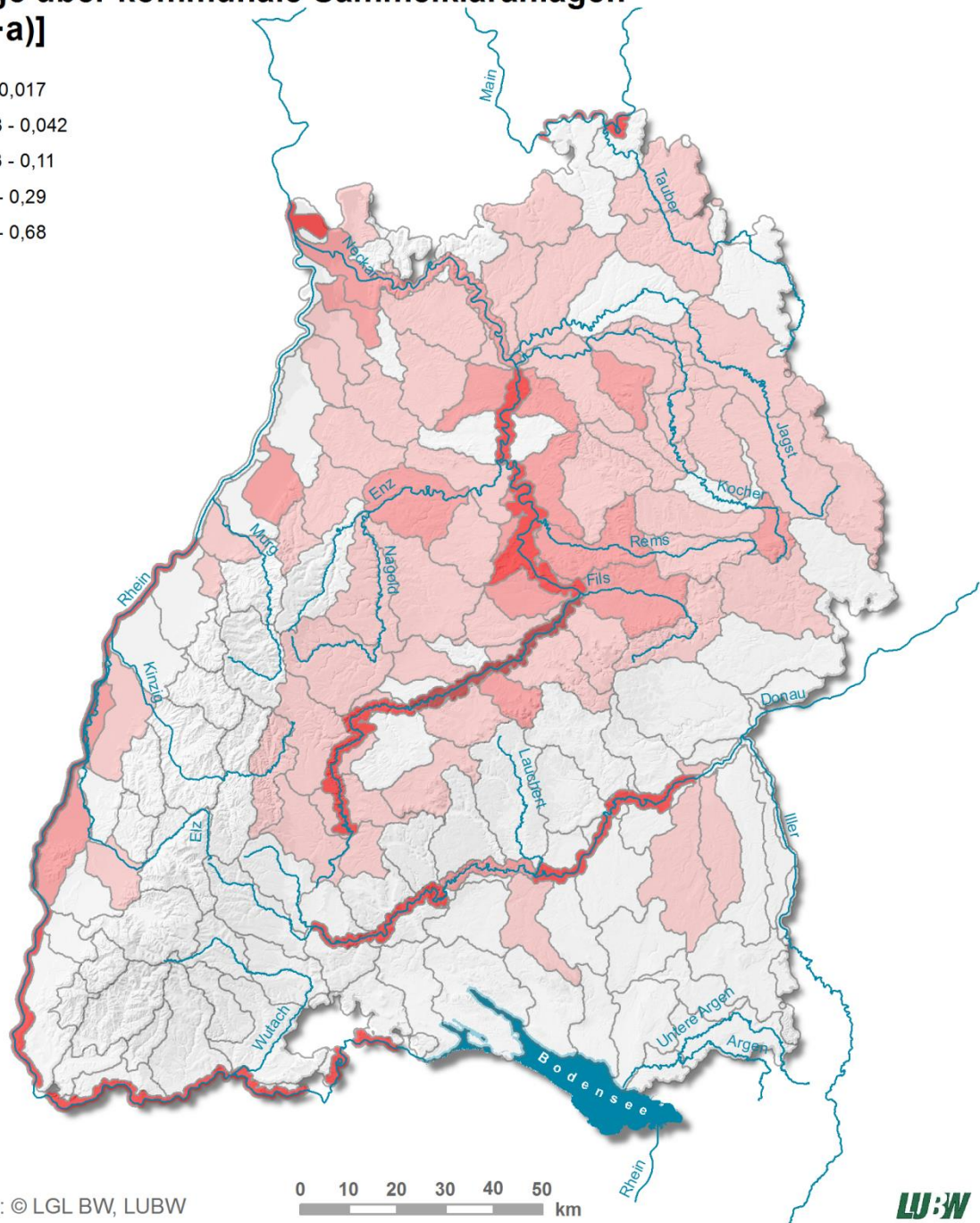


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Orthophosphat-Phosphor Einträge über kommunale Sammelkläranlagen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



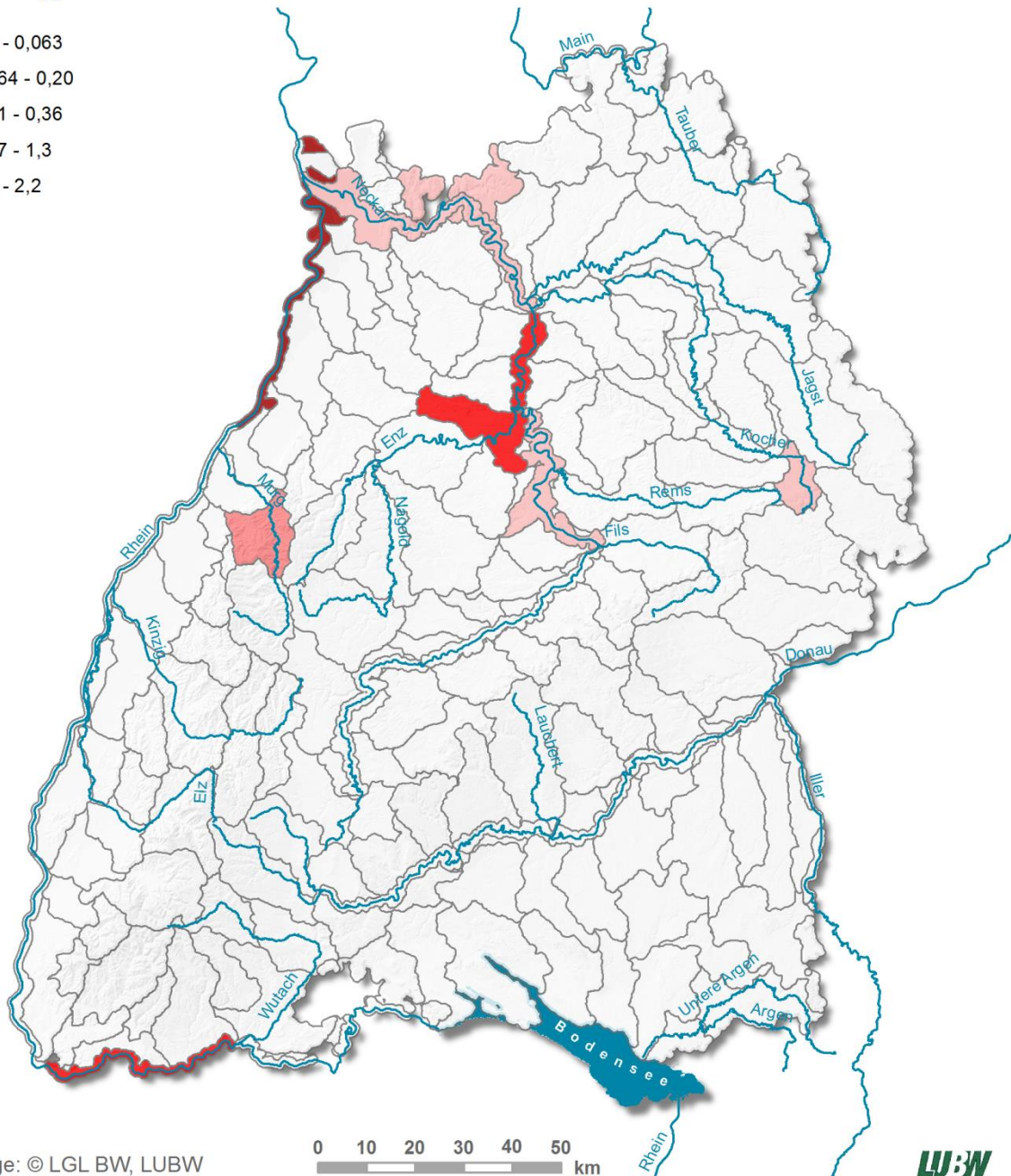
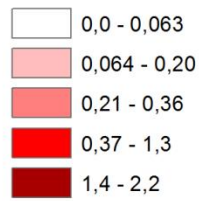
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Stickstoff Einträge über industrielle Direkteinleiter [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



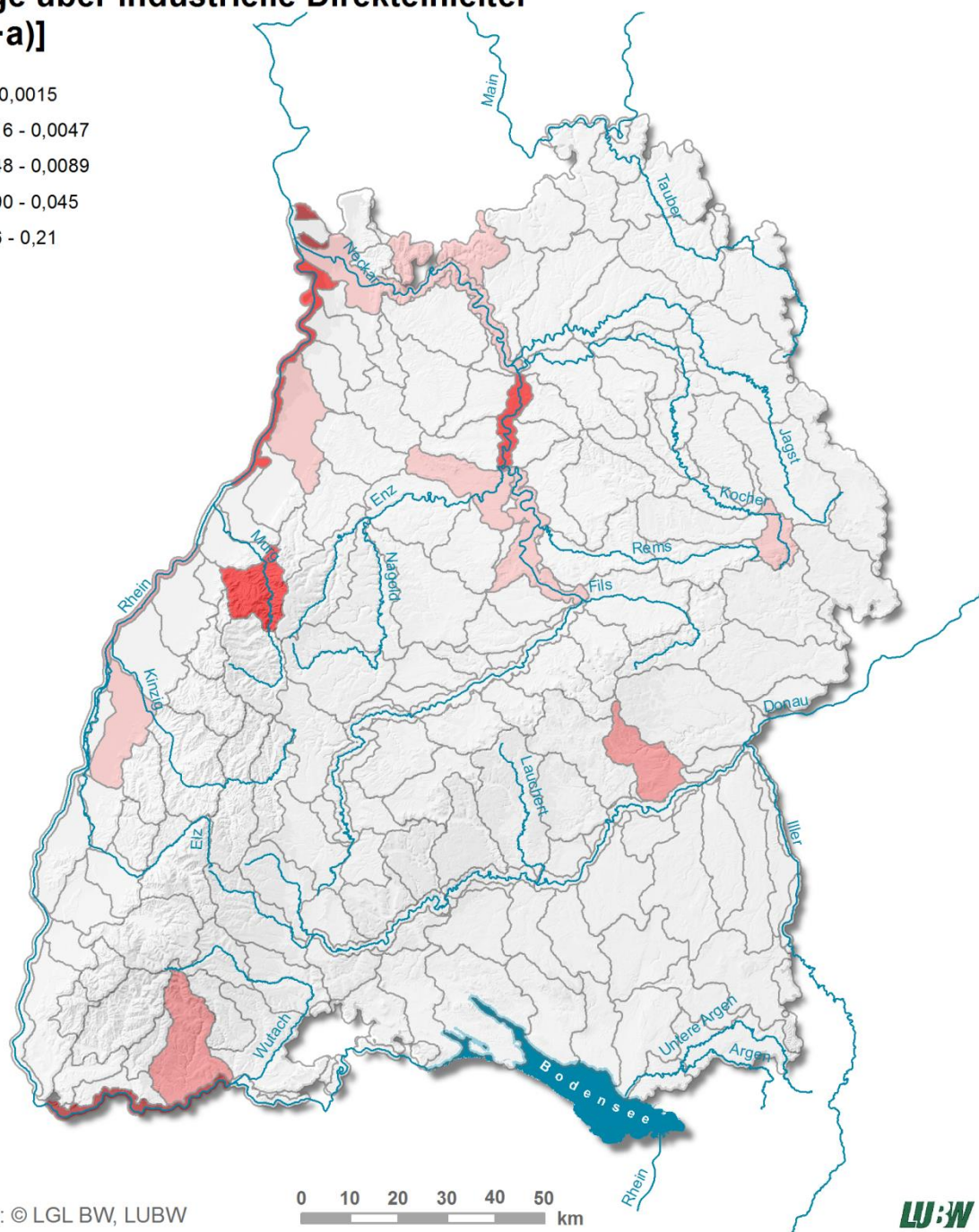
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Phosphor Einträge über industrielle Direkteinleiter [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



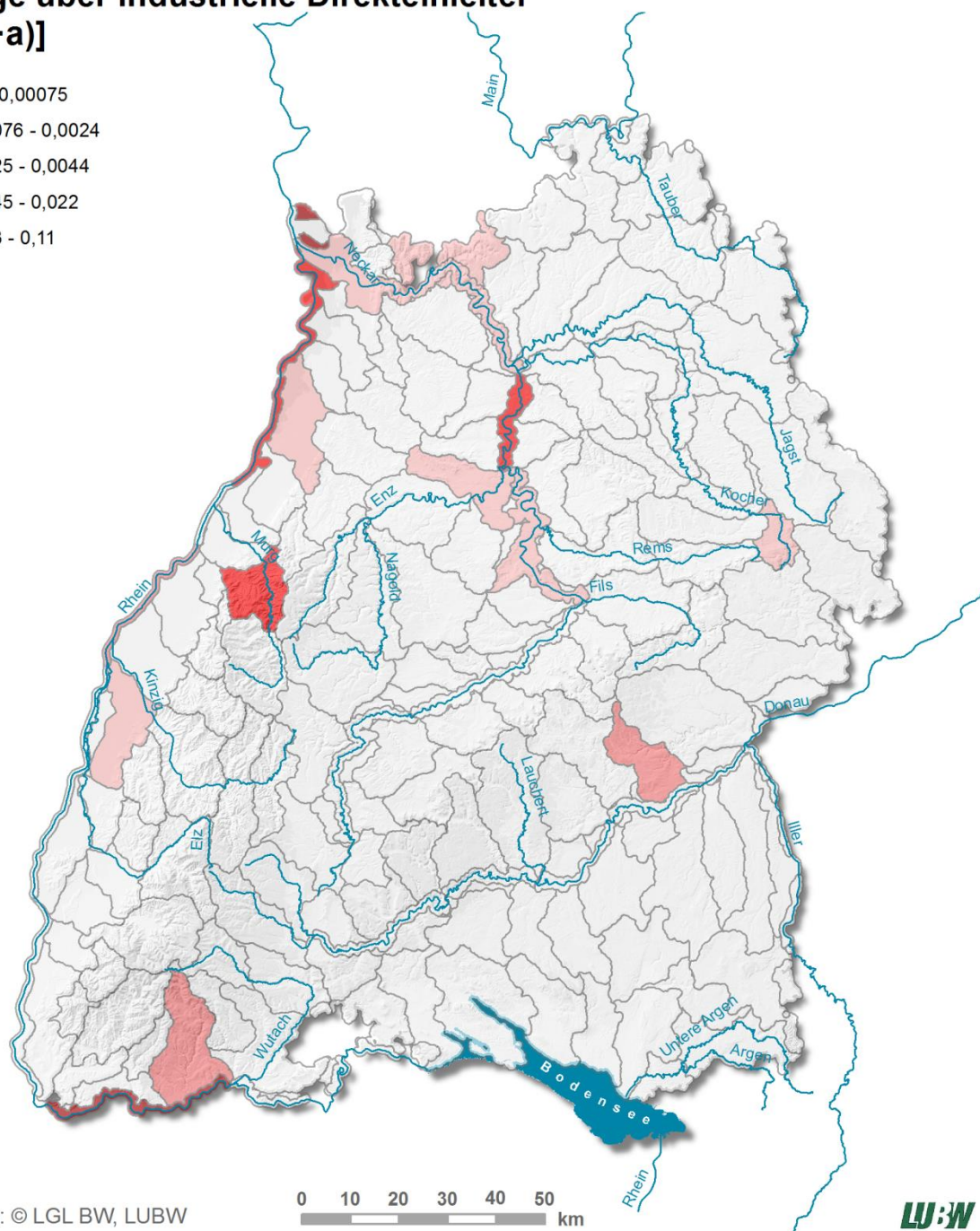
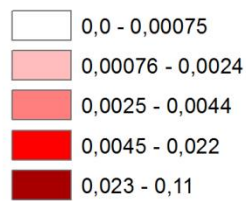
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Orthophosphat-Phosphor Einträge über industrielle Direkteinleiter [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

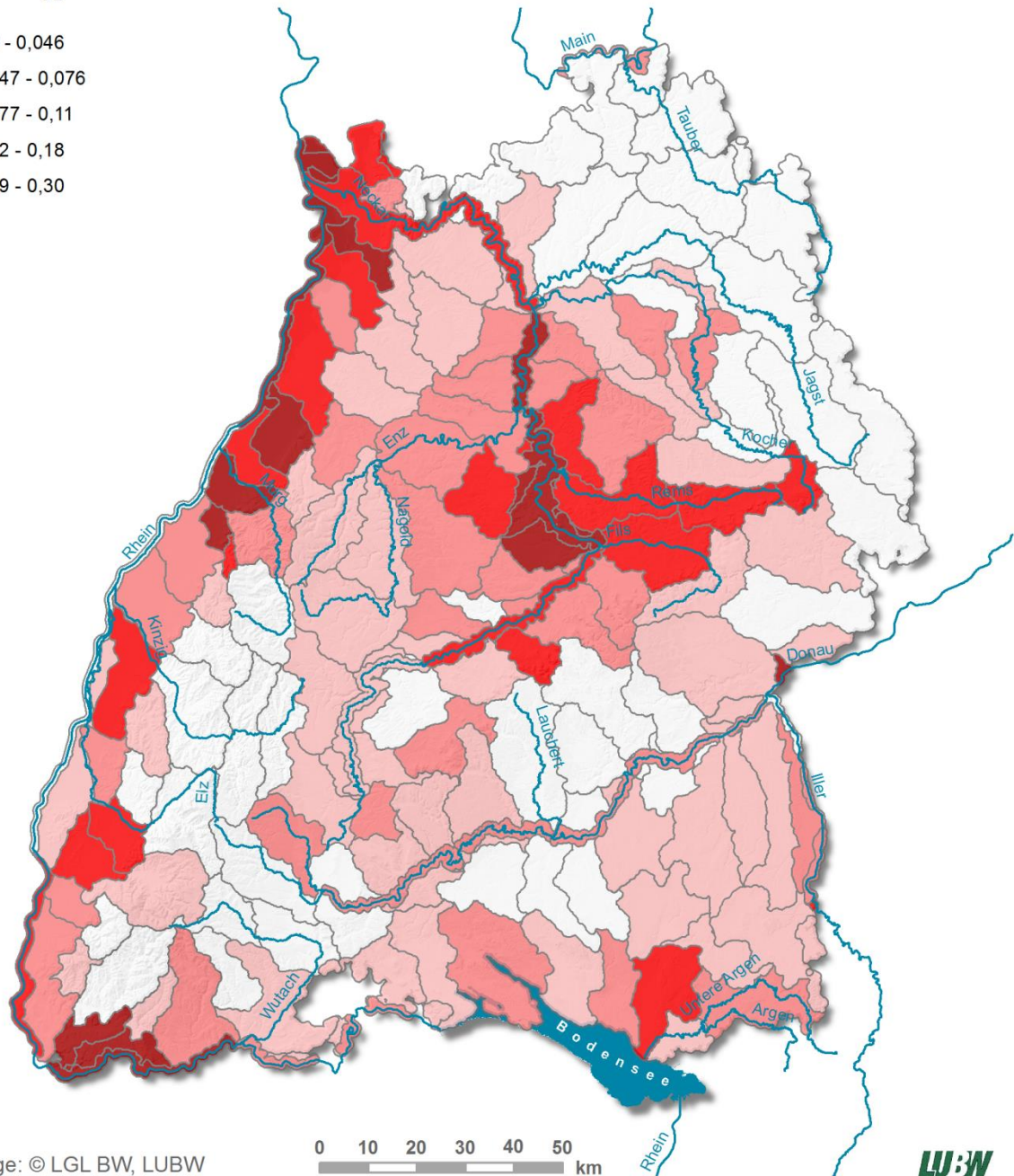
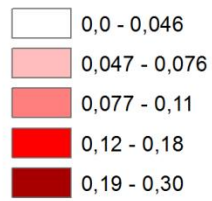


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Stickstoff Einträge über urbane Flächen [t/(km²-a)]

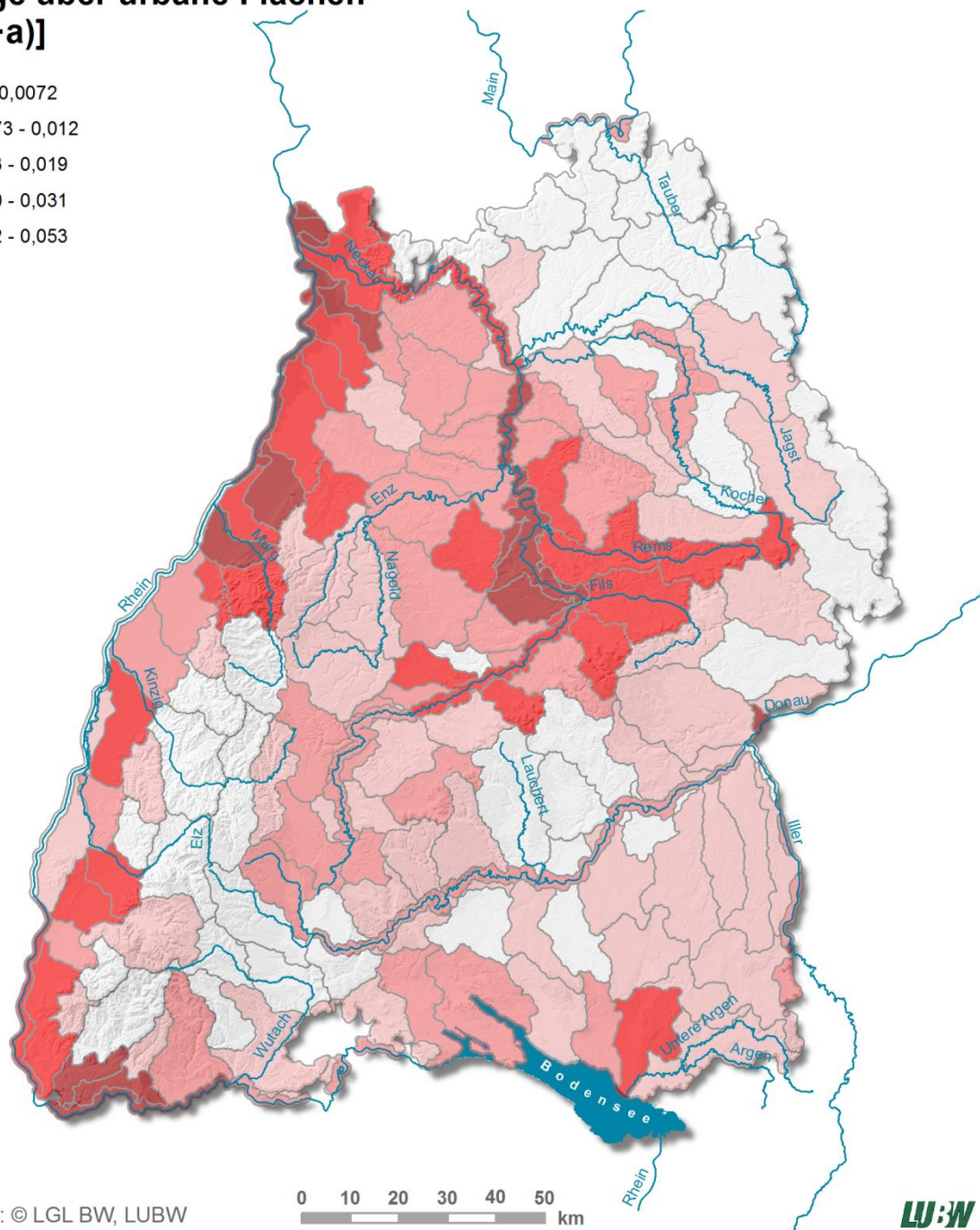
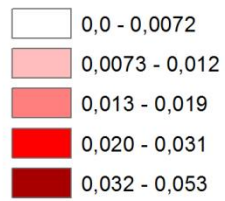
MONERIS-BW
Version März 2015



Grundlage: © LGL BW, LUBW

Phosphor Einträge über urbane Flächen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



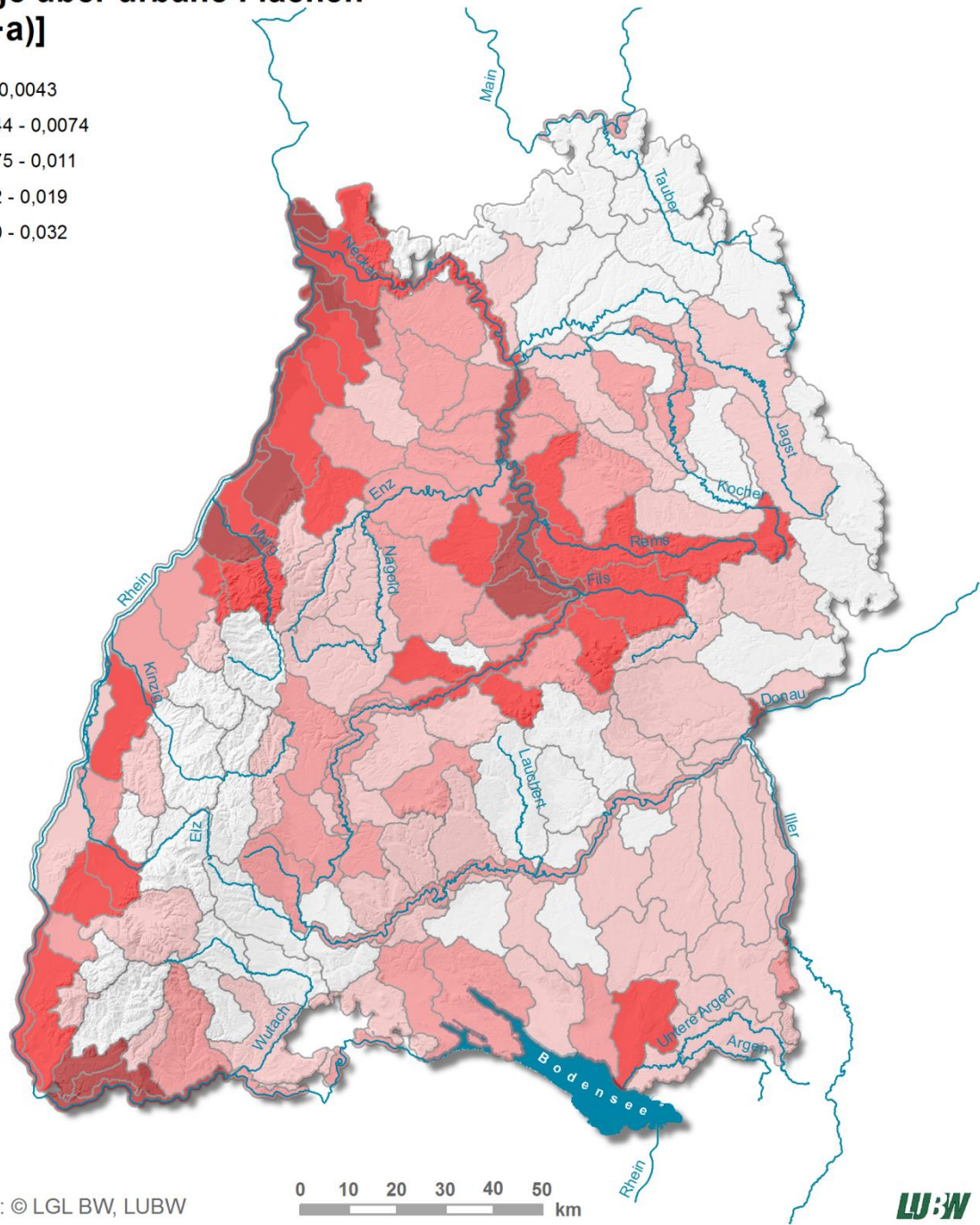
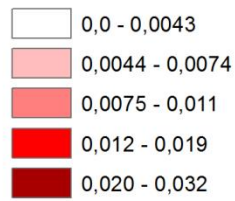
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Orthophosphat-Phosphor Einträge über urbane Flächen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



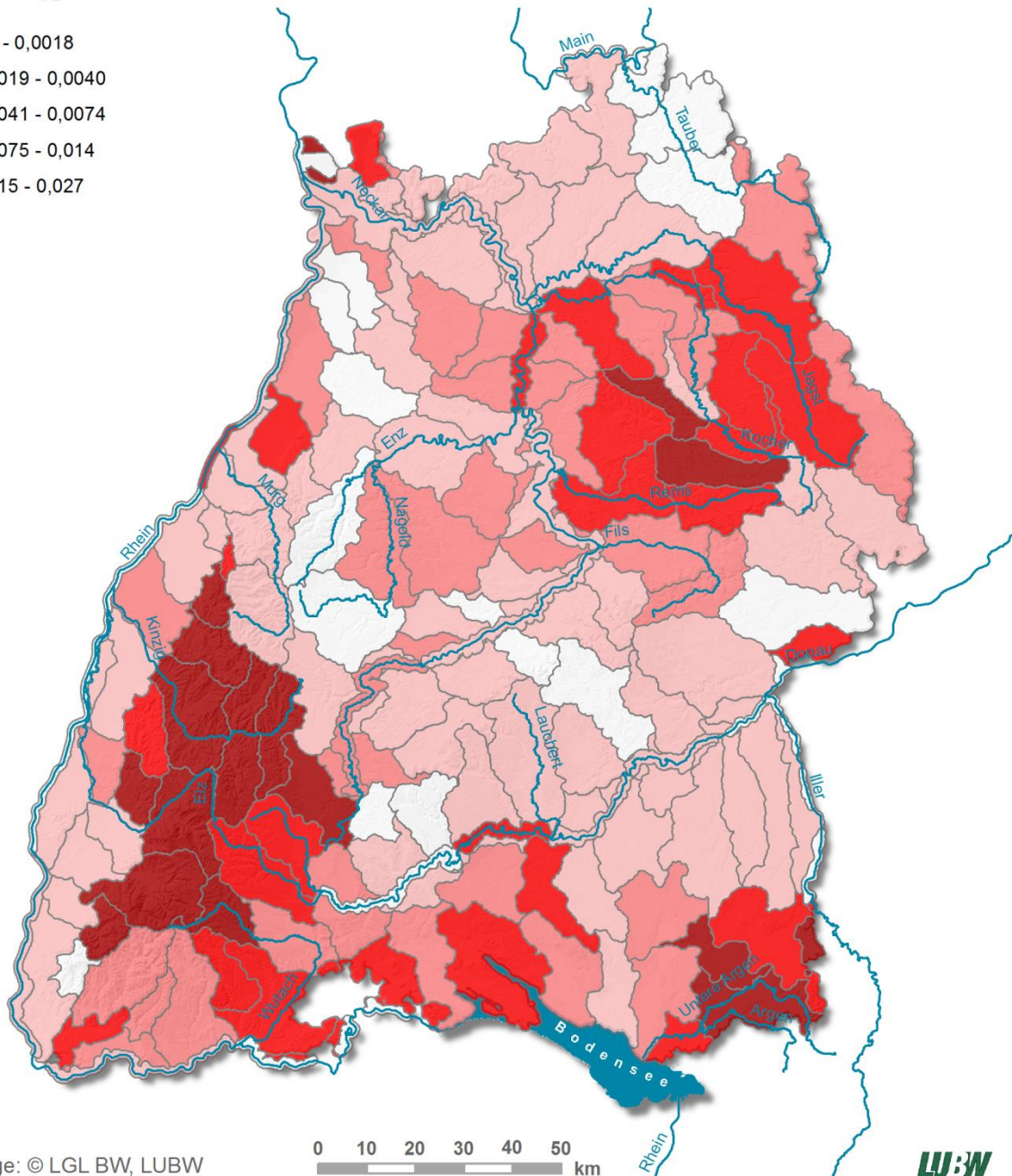
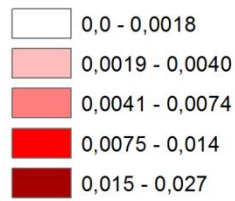
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Stickstoff Einträge über dezentrale Abwasserentsorgung [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



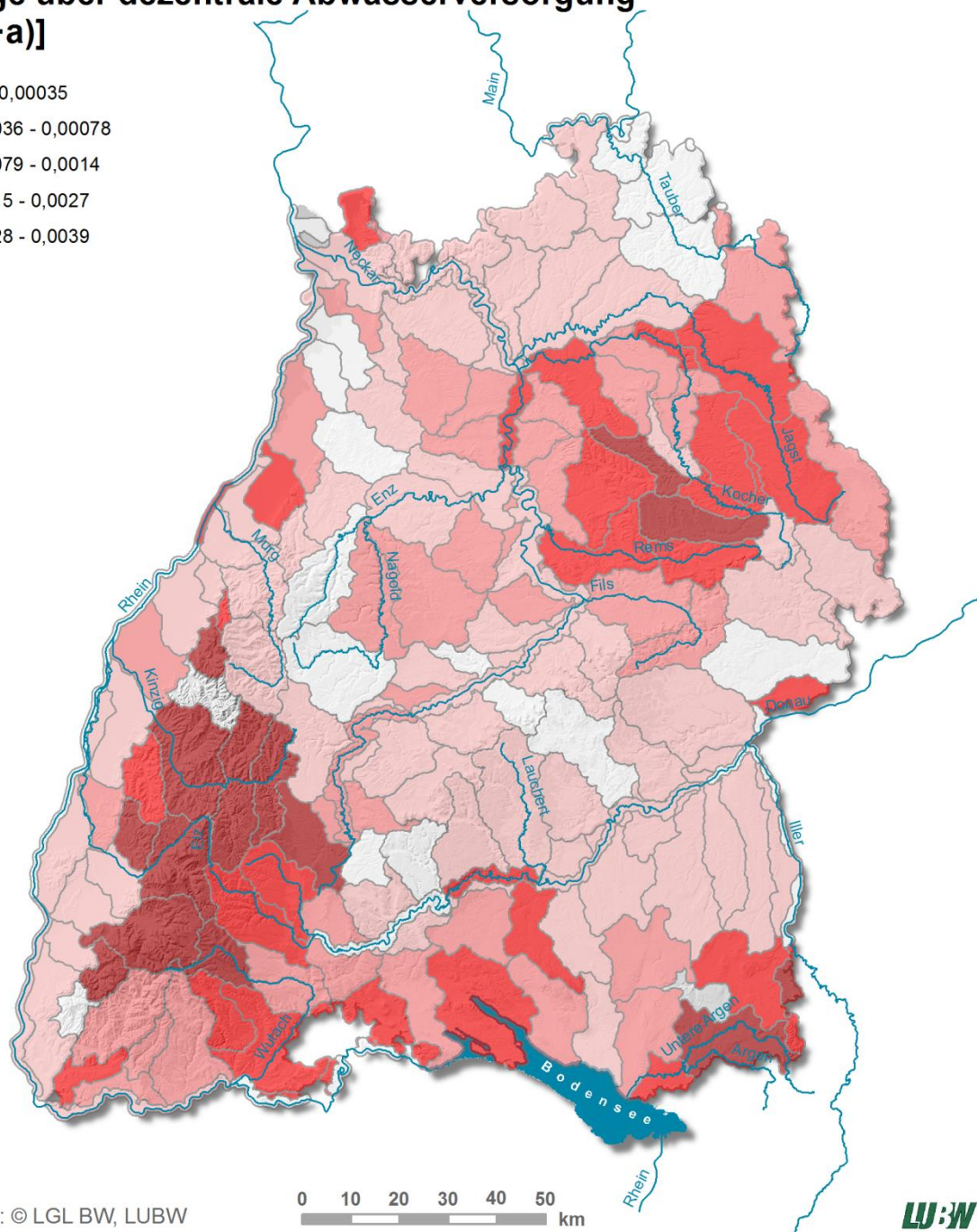
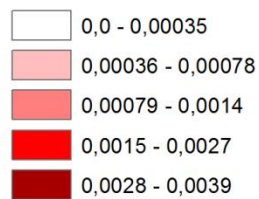
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Phosphor Einträge über dezentrale Abwasserversorgung [t/(km²-a)]

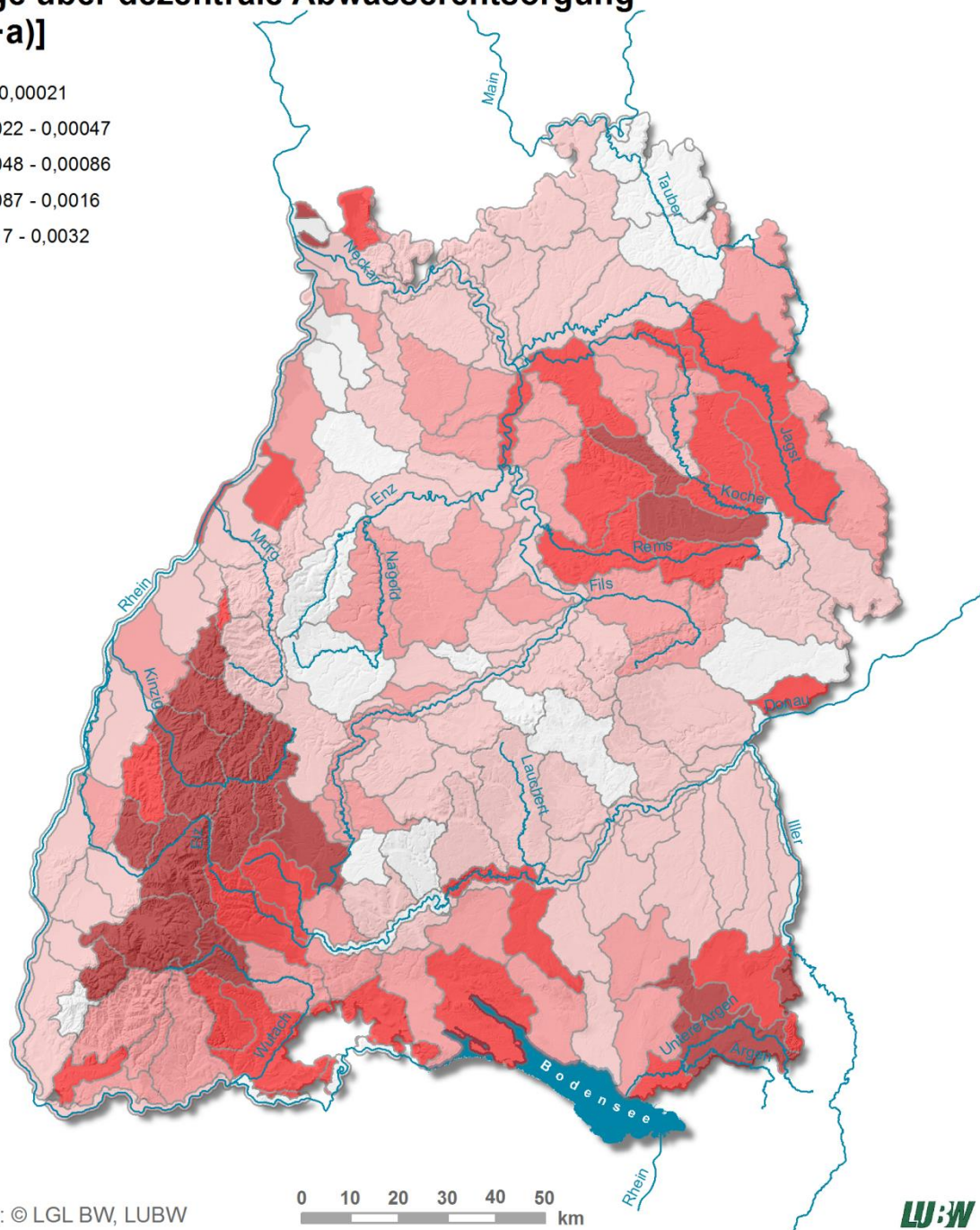
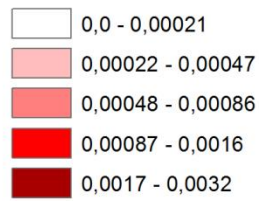
MONERIS-BW
Version März 2015



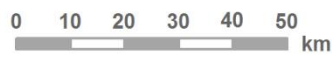
Grundlage: © LGL BW, LUBW

Orthophosphat-Phosphor Einträge über dezentrale Abwasserentsorgung [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

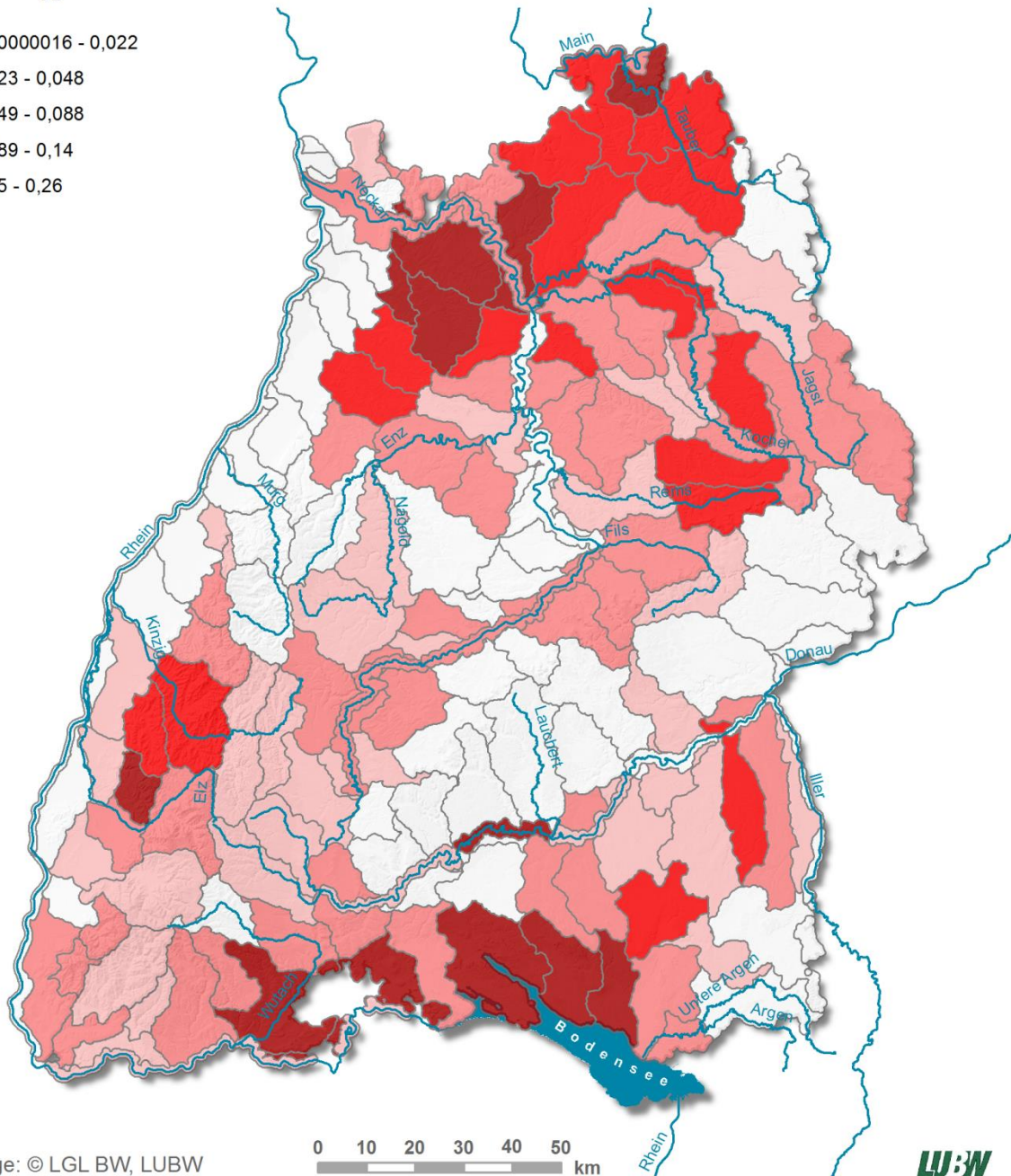
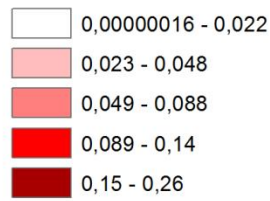


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Stickstoff Einträge über Erosion [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



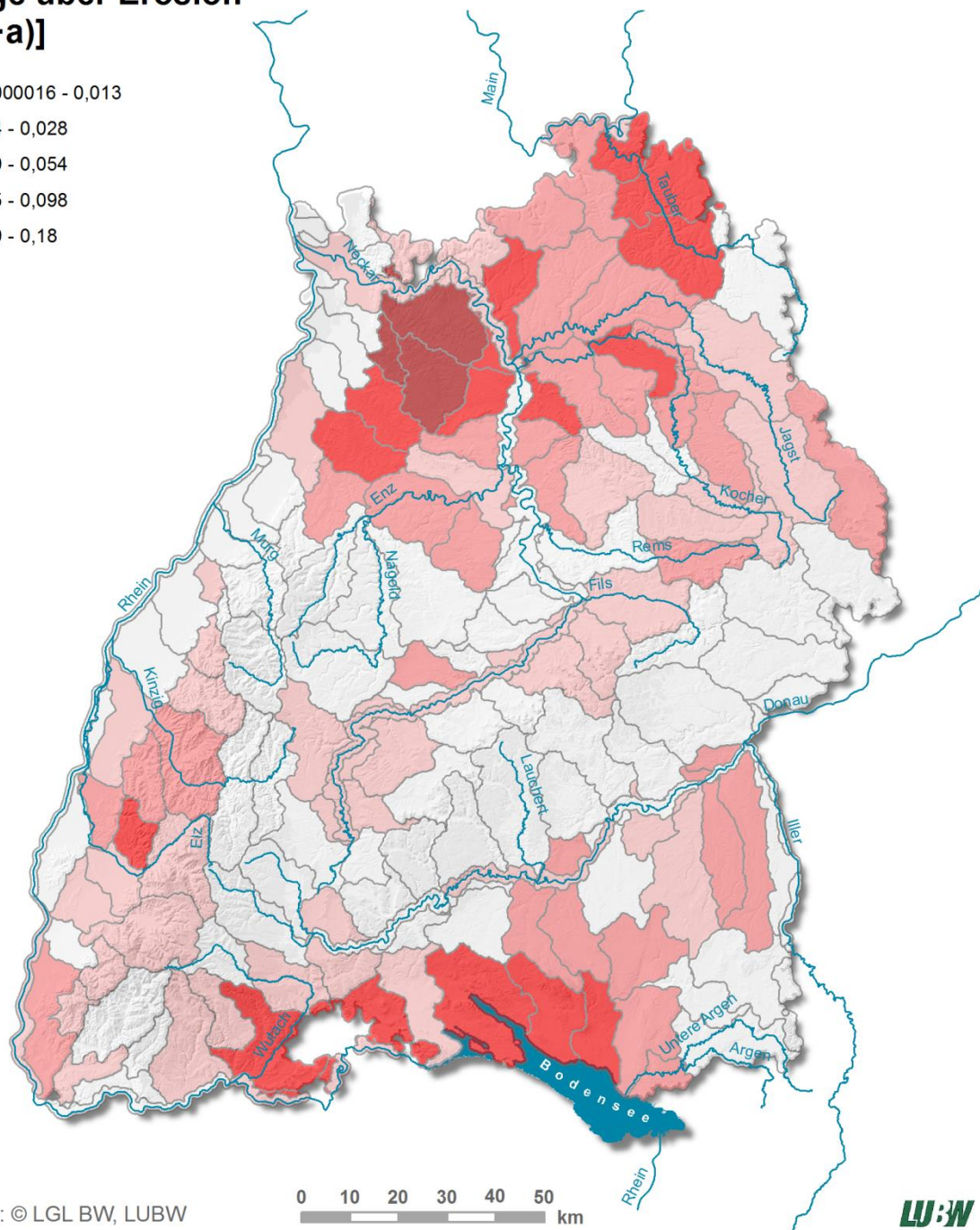
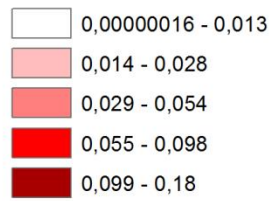
Grundlage: © LGL BW, LUBW



LU:W

Phosphor Einträge über Erosion [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

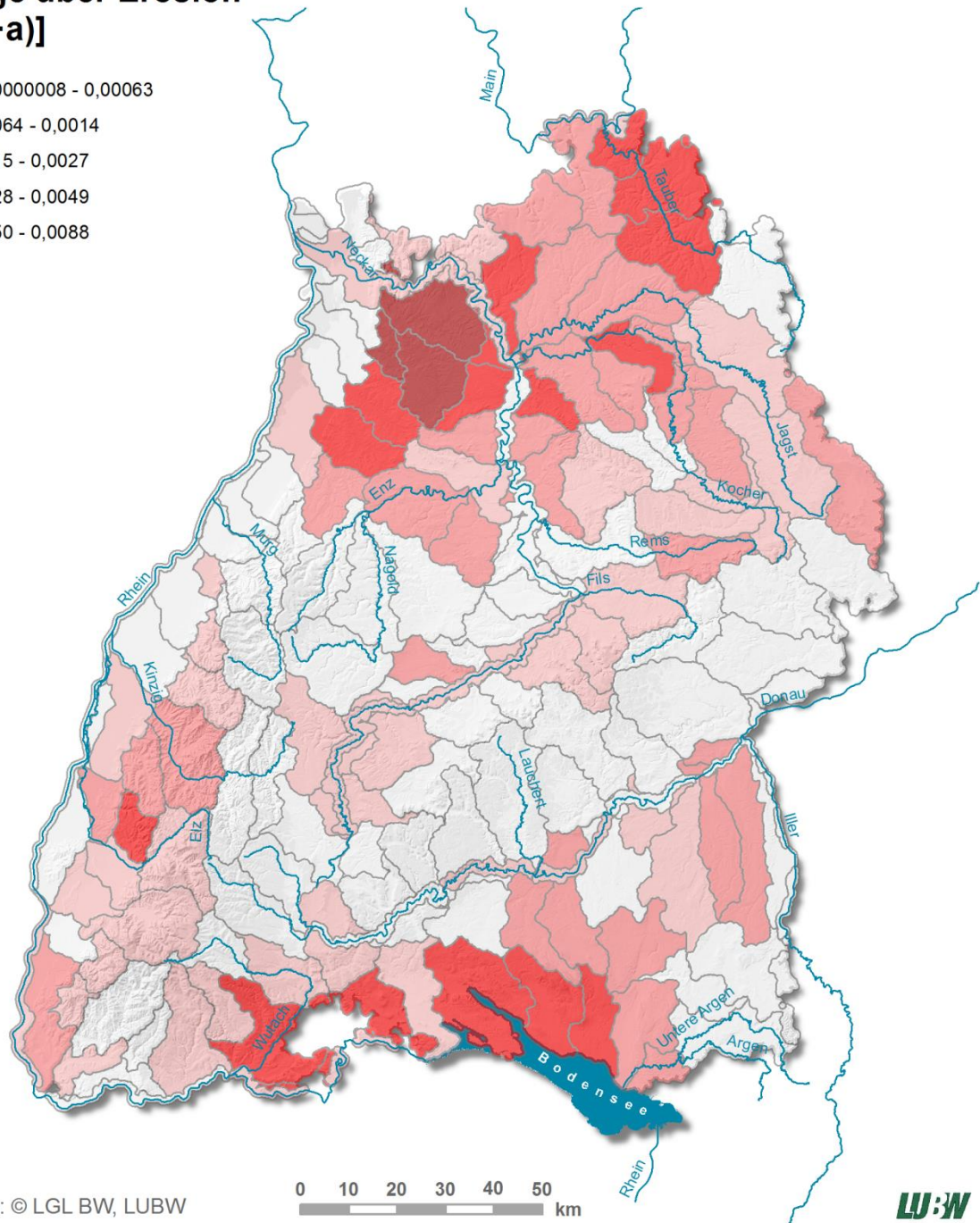
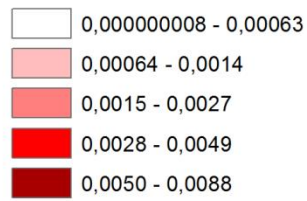


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Orthophosphat-Phosphor Einträge über Erosion [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



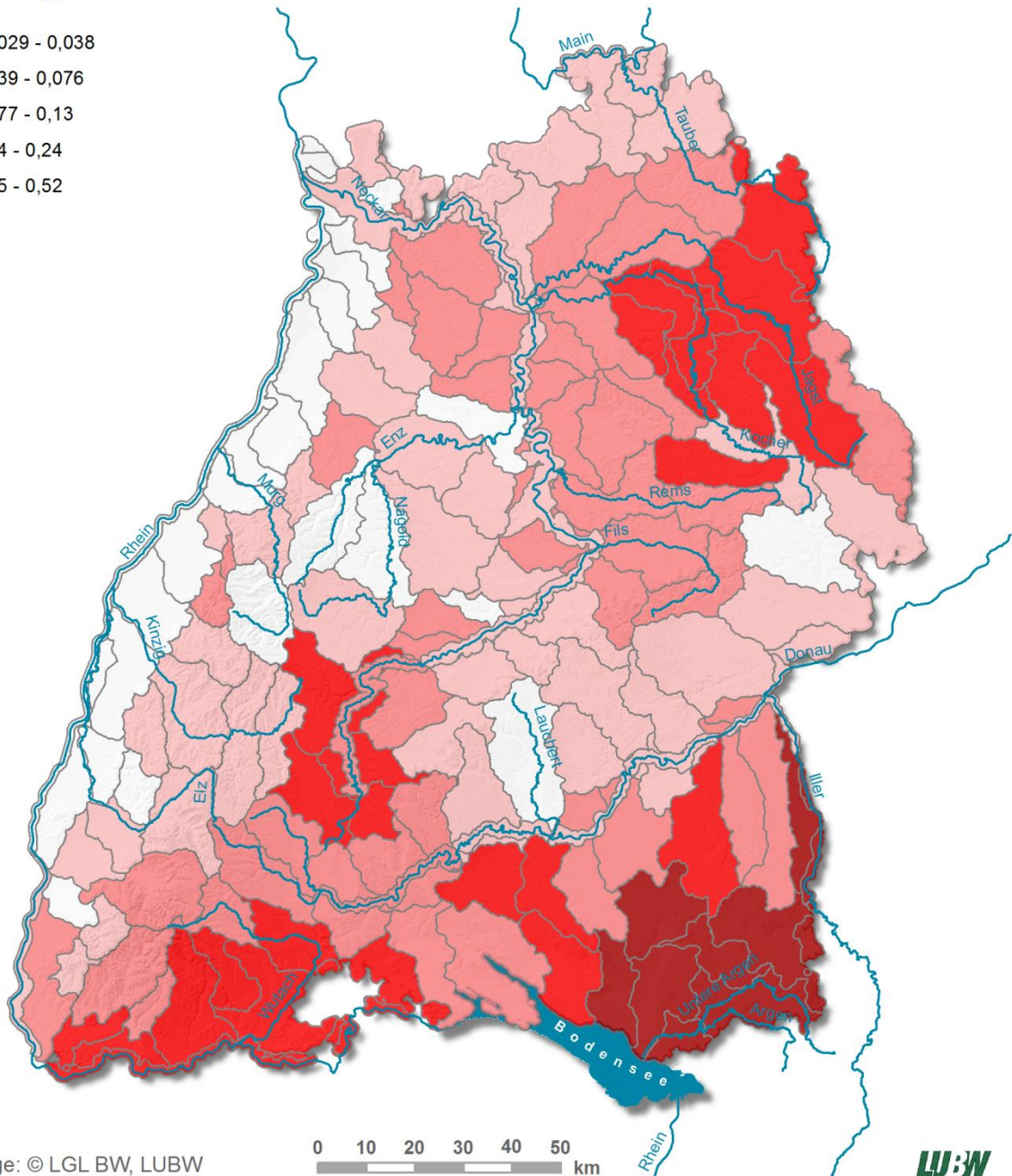
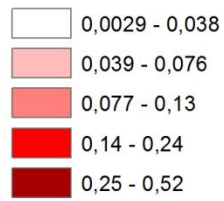
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Stickstoff Einträge über Abschwemmung [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

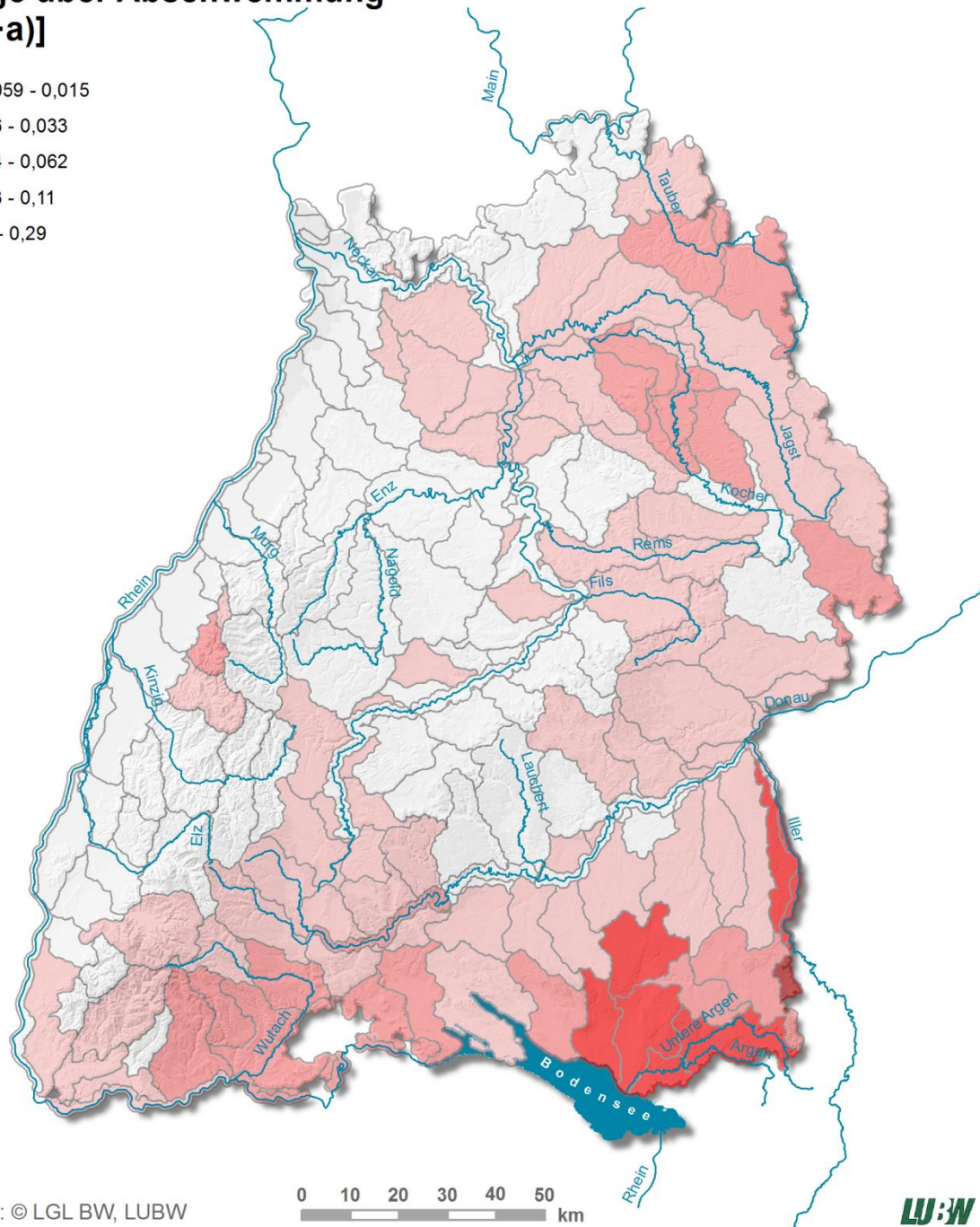
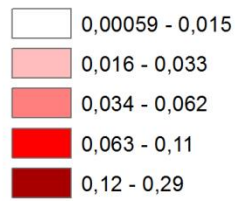


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Phosphor Einträge über Abschwemmung [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

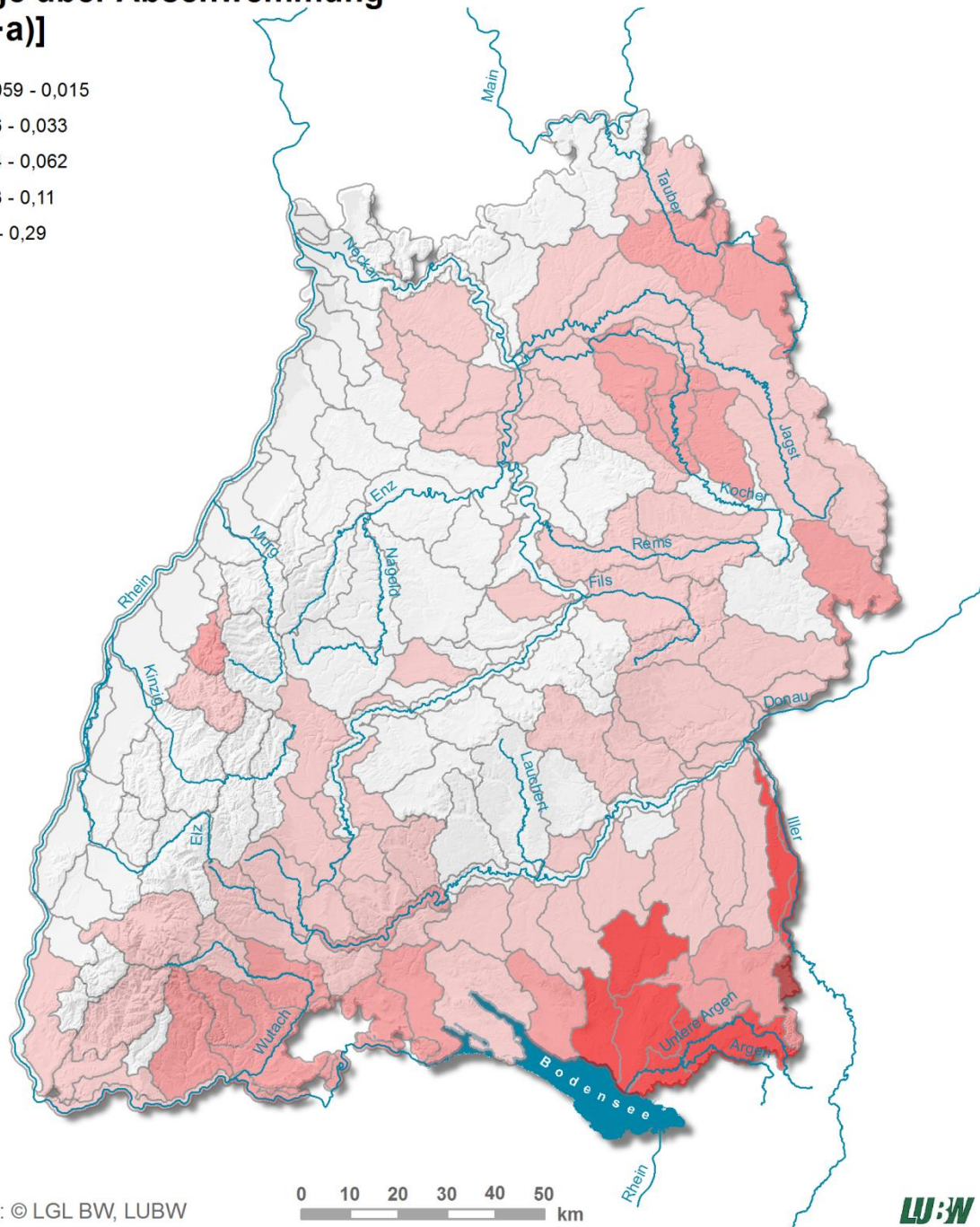


Grundlage: © LGL BW, LUBW

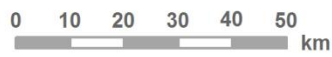


Orthophosphat-Phosphor Einträge über Abschwemmung [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

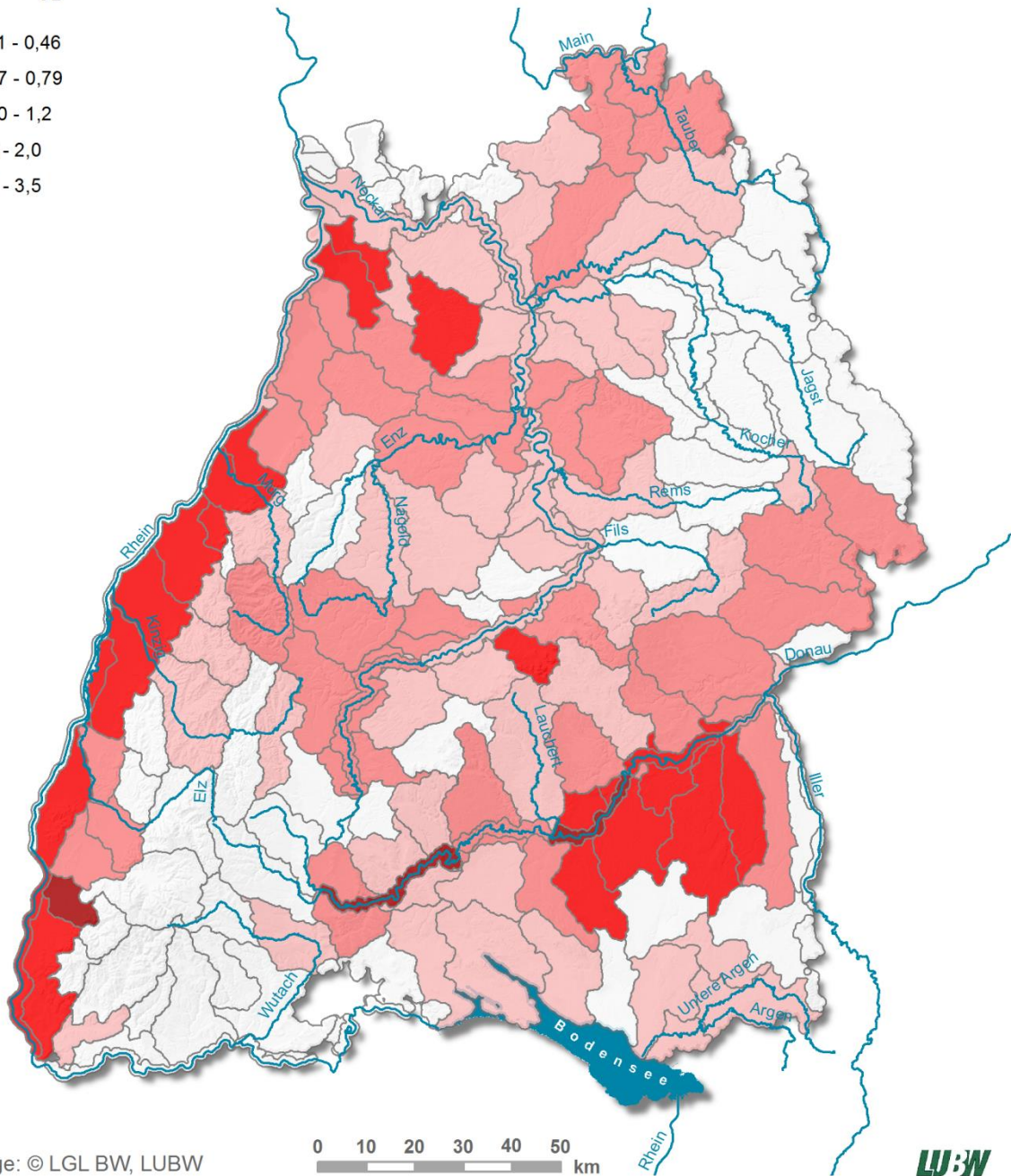
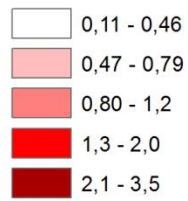


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Stickstoff Einträge über Grundwasser [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



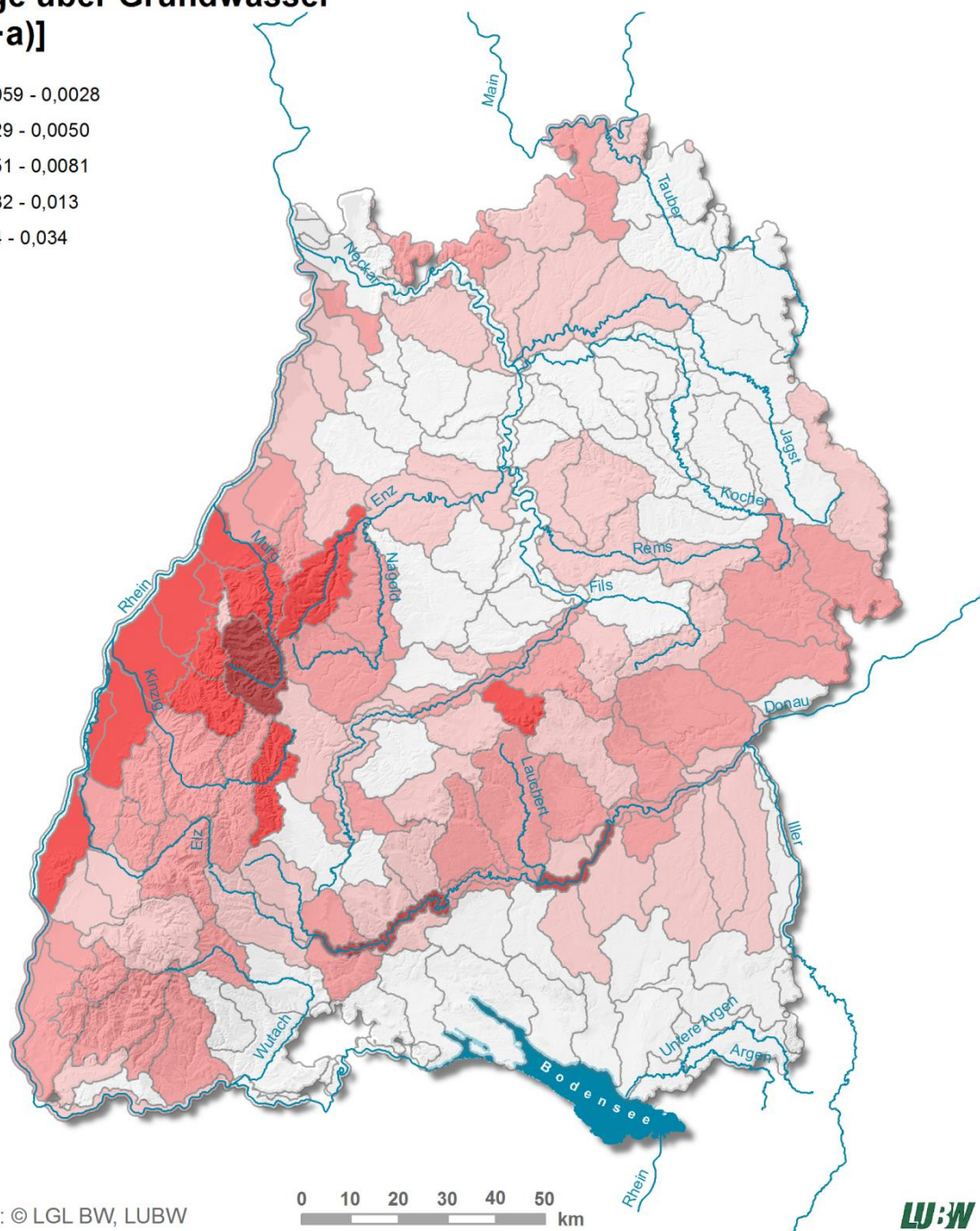
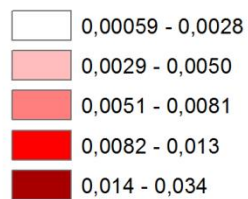
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Phosphor Einträge über Grundwasser [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

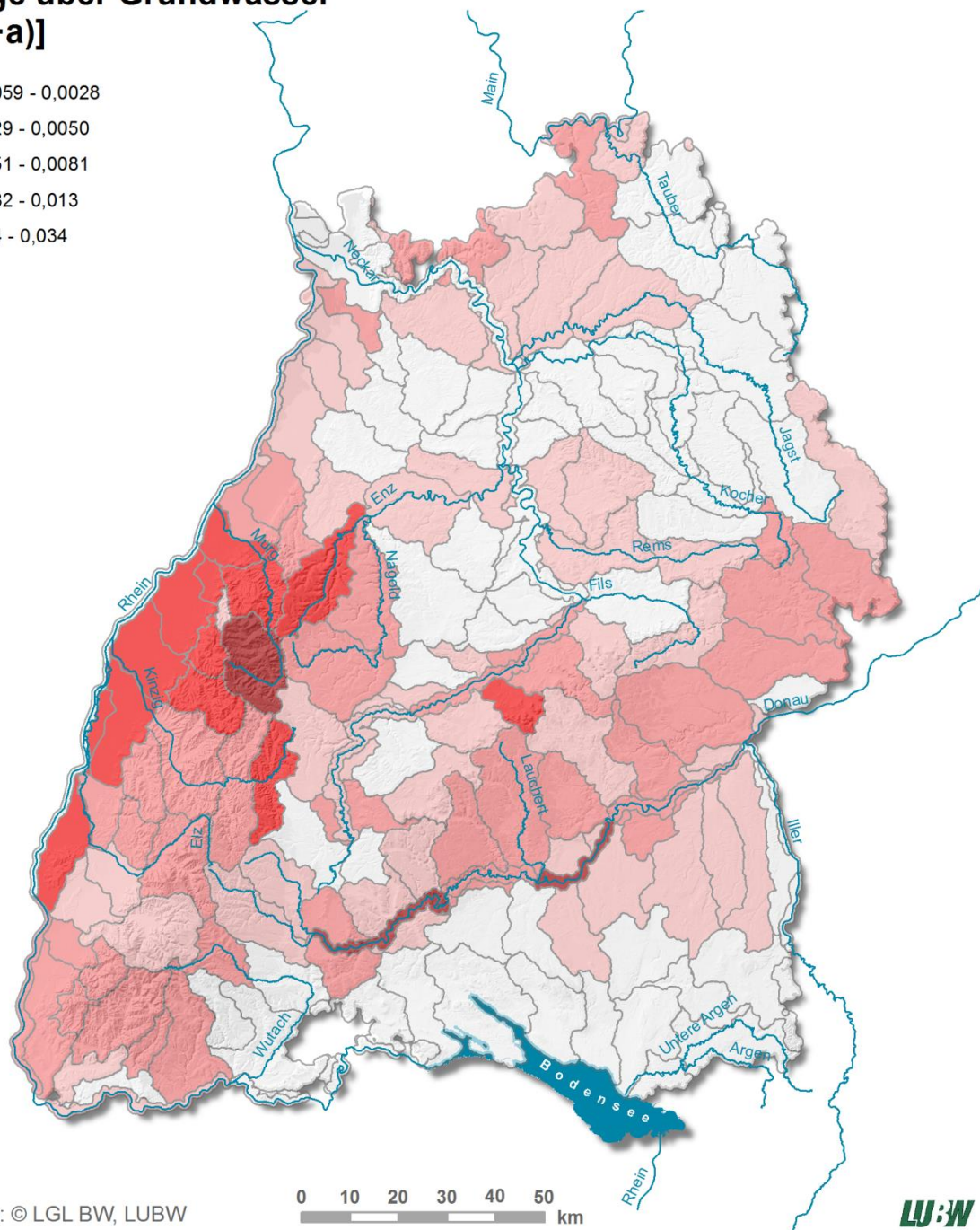
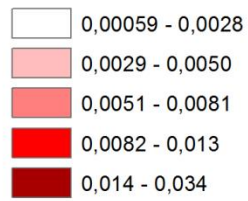


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Orthophosphat-Phosphor Einträge über Grundwasser [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



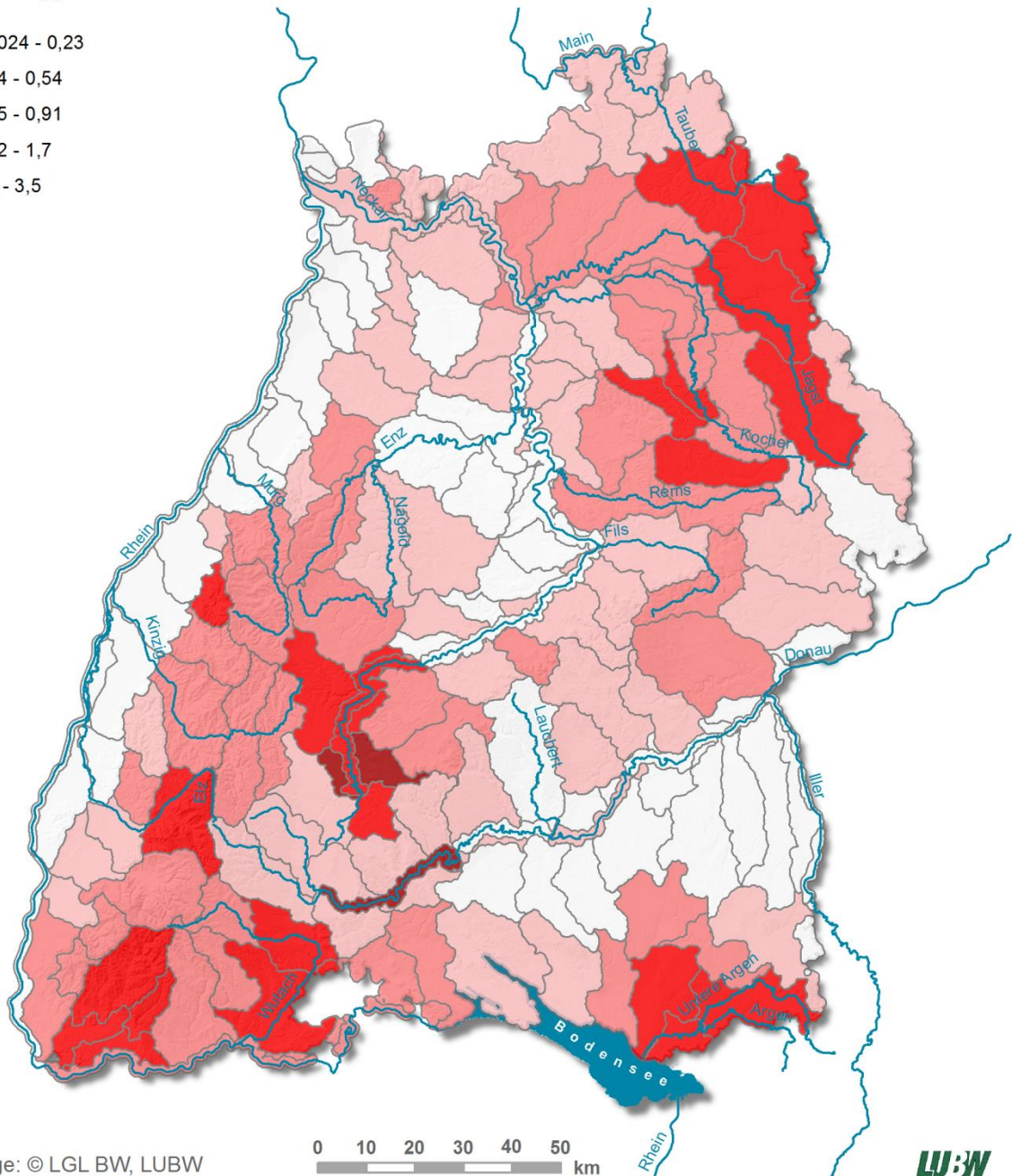
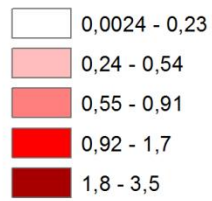
Grundlage: © LGL BW, LUBW



LUBW

Stickstoff Einträge über natürlichen Interflow [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



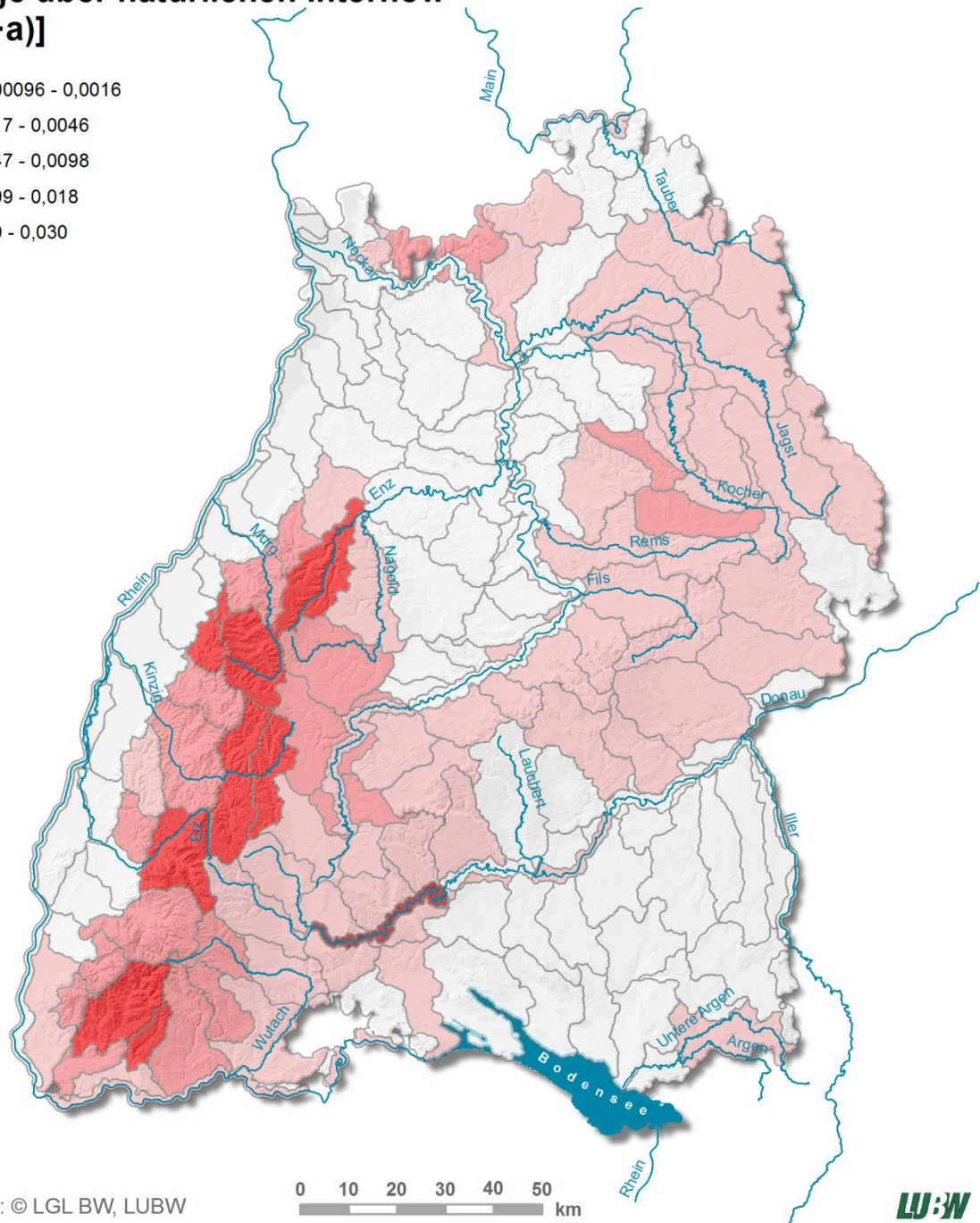
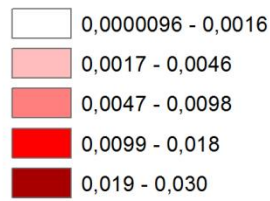
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LU:W

Phosphor Einträge über natürlichen Interflow [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



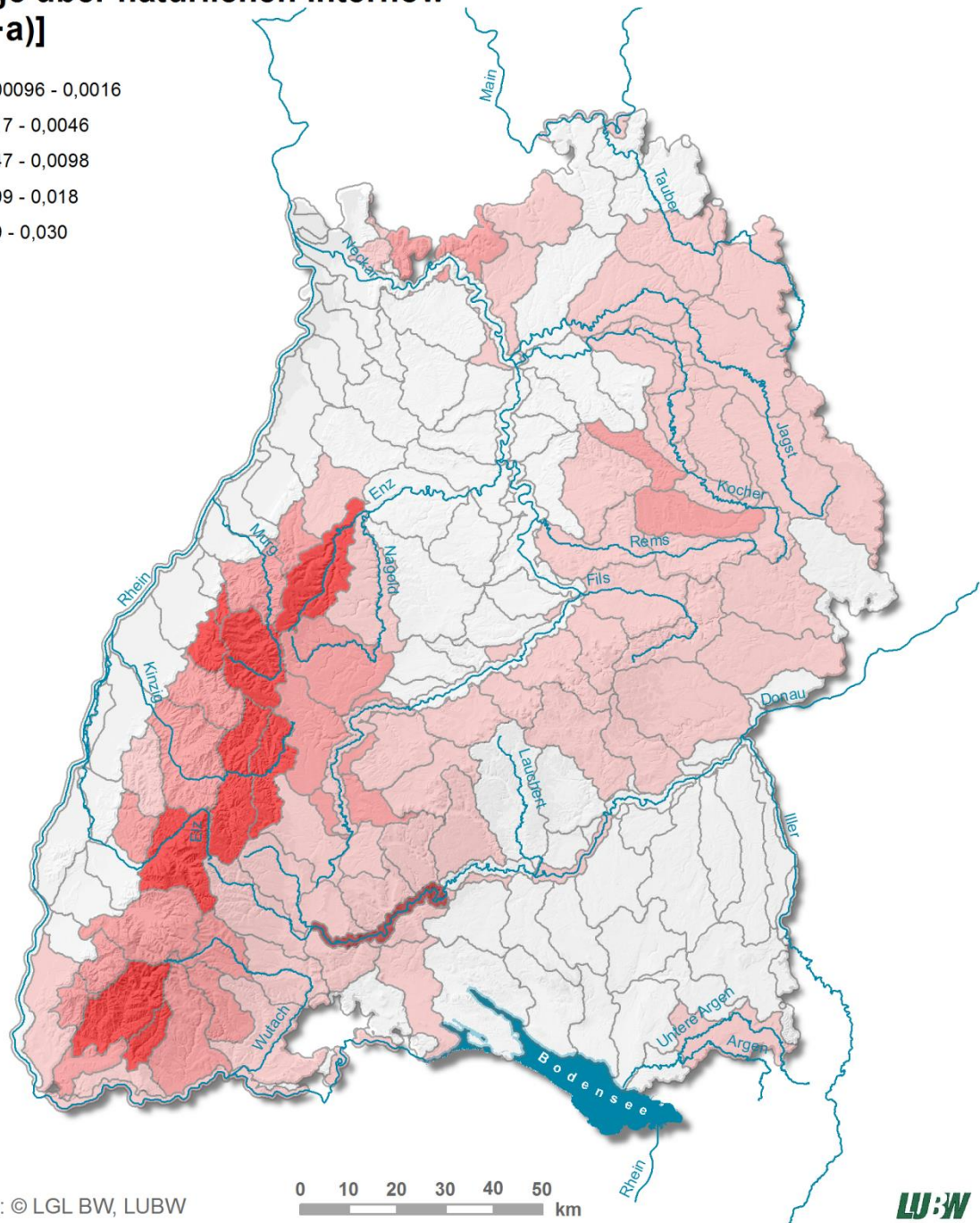
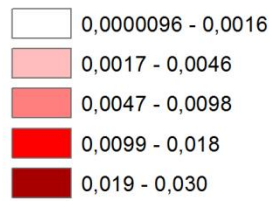
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LUBW

Orthophosphat-Phosphor Einträge über natürlichen Interflow [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

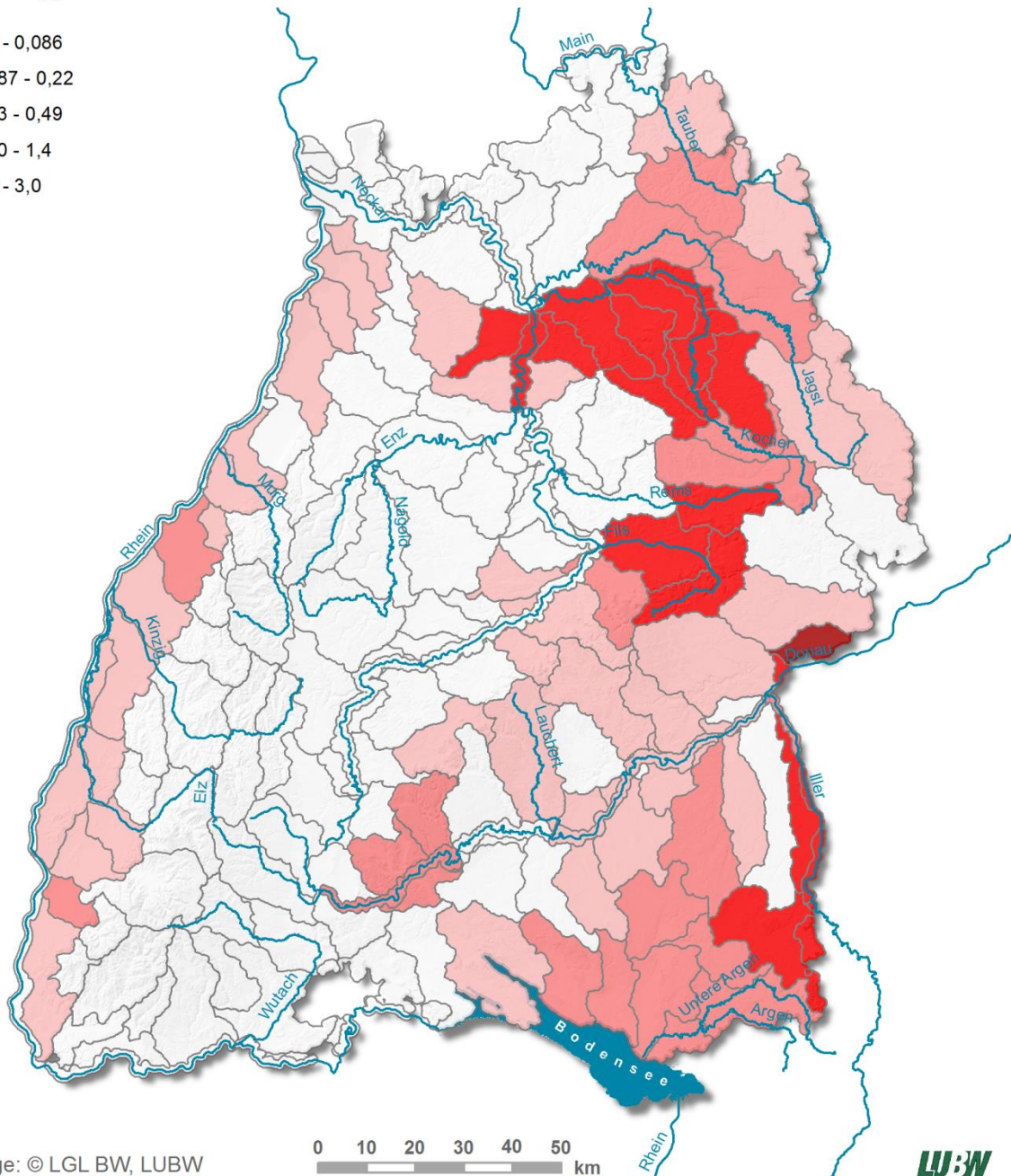
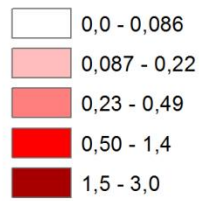


Grundlage: © LGL BW, LUBW



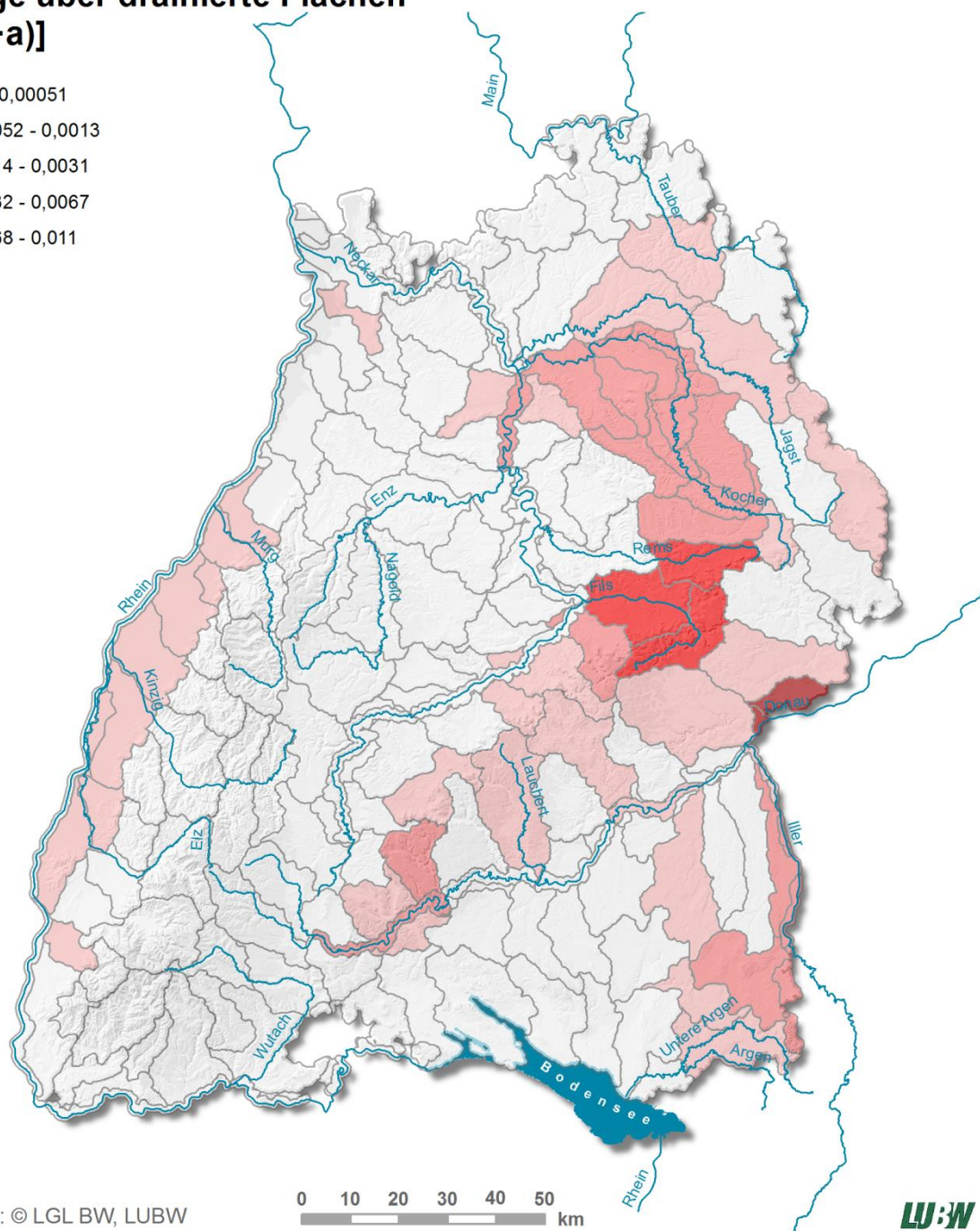
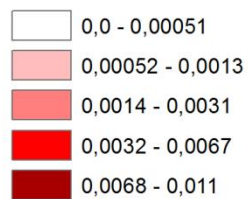
Stickstoff Einträge über drainierte Flächen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



Phosphor Einträge über drainierte Flächen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



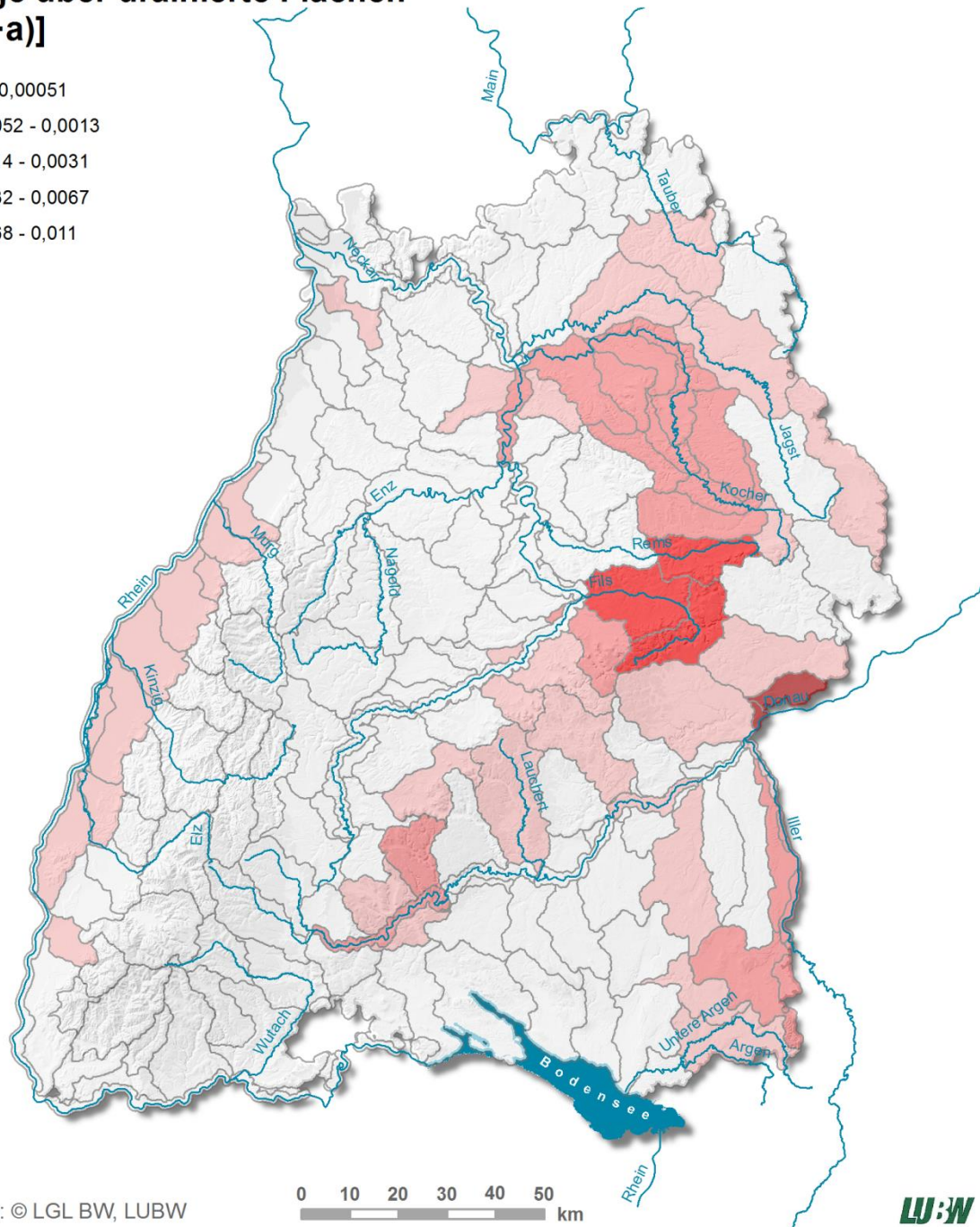
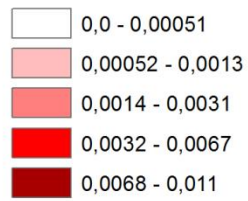
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km



Orthophosphat-Phosphor Einträge über drainierte Flächen [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

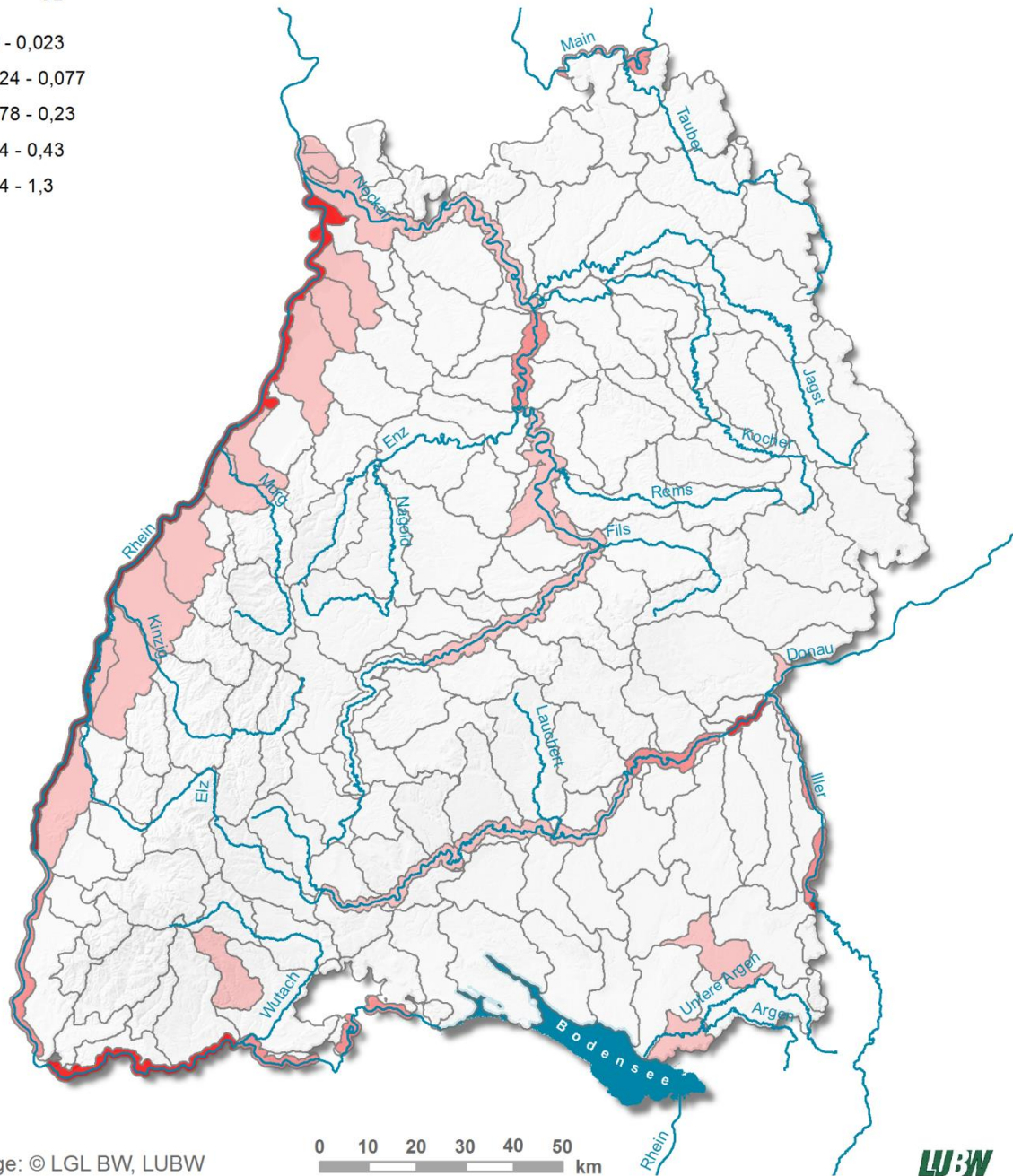
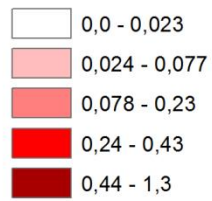


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Stickstoff Einträge über atmosphärische Deposition [t/(km²-a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



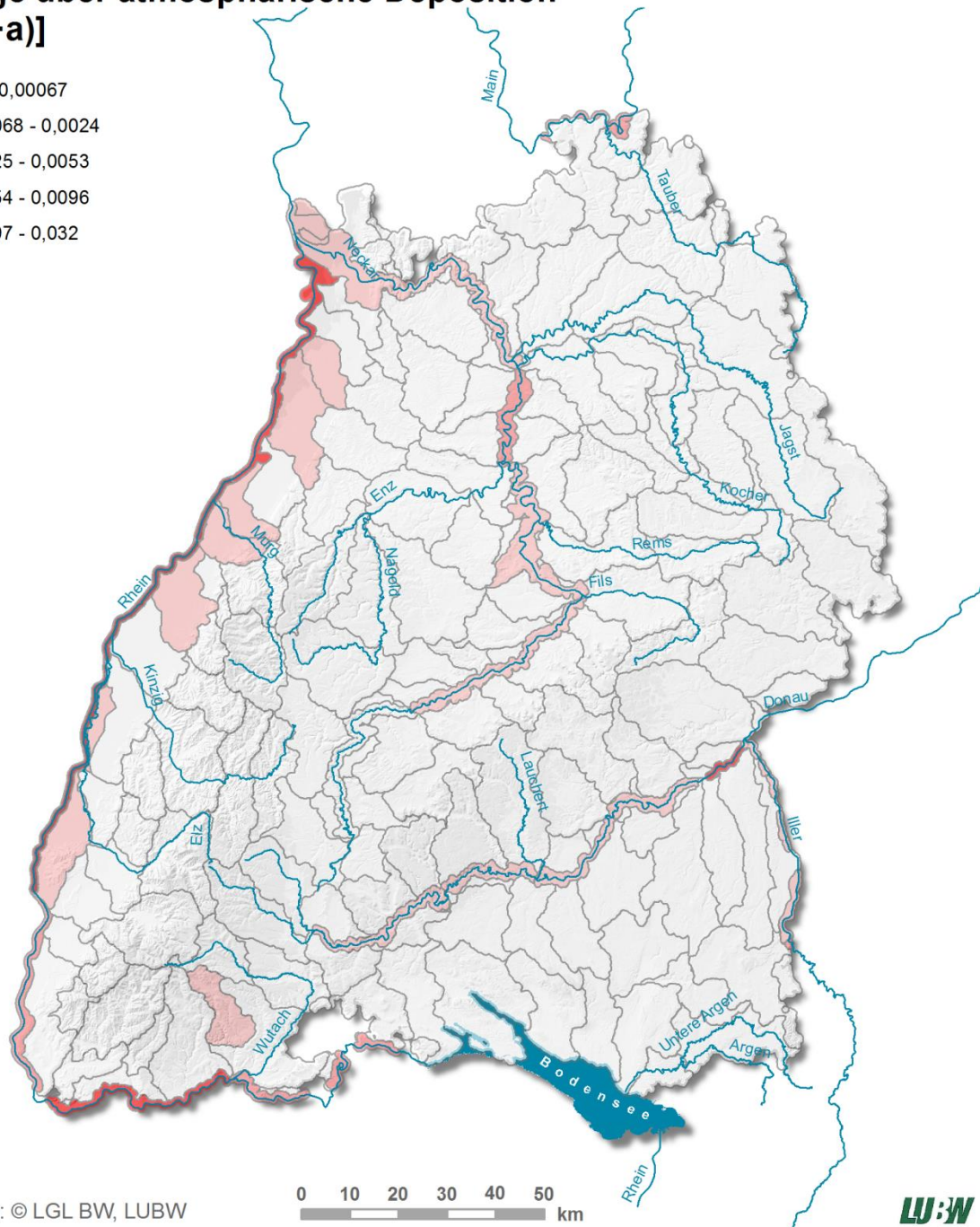
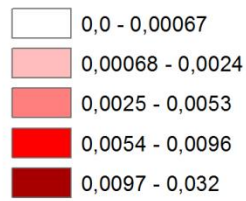
Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km



Phosphor Einträge über atmosphärische Deposition [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015

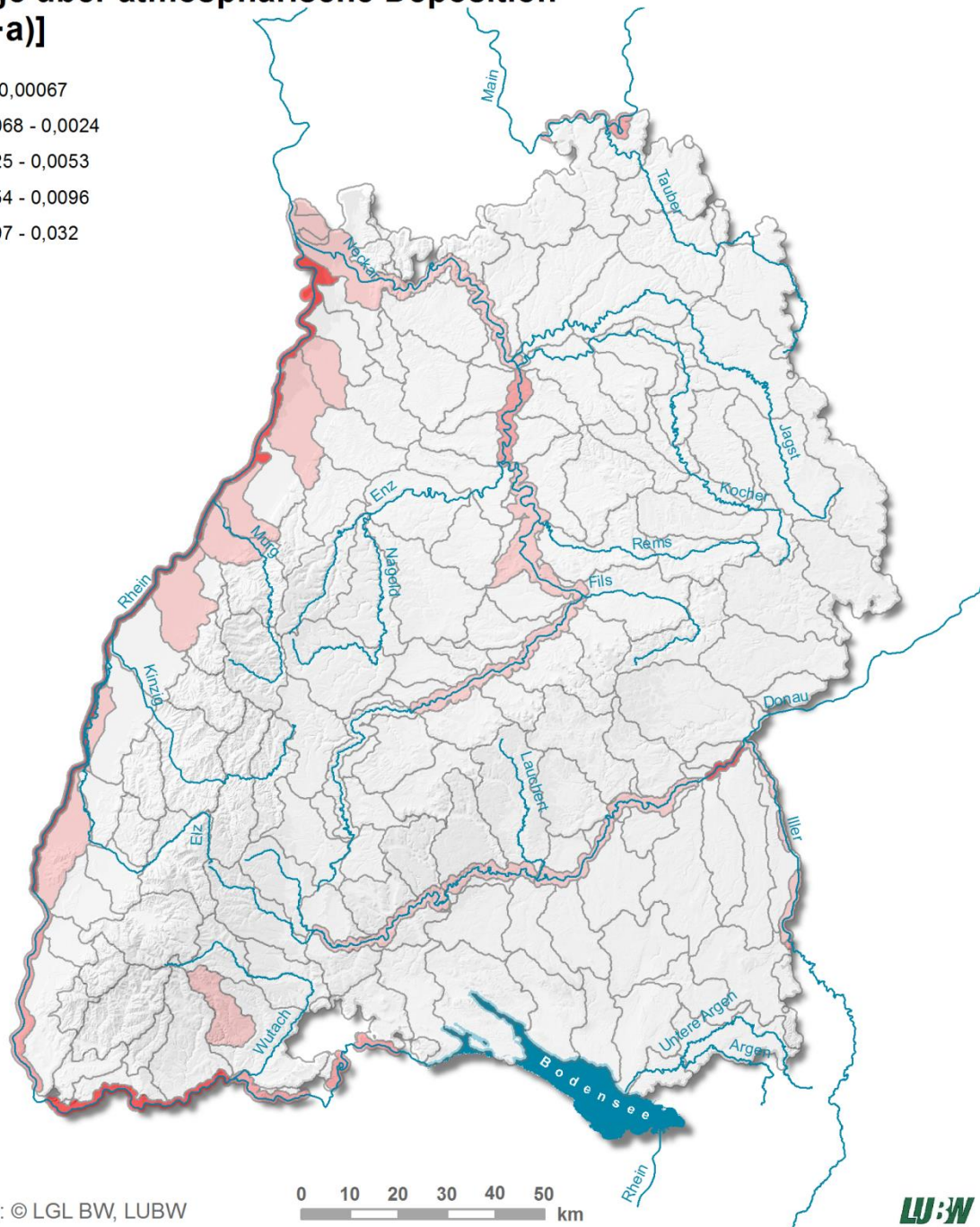
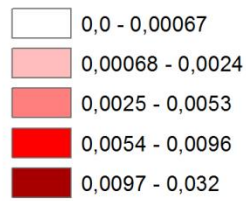


Grundlage: © LGL BW, LUBW



Orthophosphat-Phosphor Einträge über atmosphärische Deposition [t/(km²·a)]

MONERIS-BW
Version März 2015



Grundlage: © LGL BW, LUBW



