

Analyse der Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen

Endbericht

**Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen
Landesregierung**

WPLO-2011-290023/21-Stu



Wien, November 2012

Autoren

**Technische Universität Wien; Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft**

Matthias Zessner

Oliver Gabriel

Adam Kovacs



wpa Beratende Ingenieure

Max Kuderna

wpa Beratende Ingenieure



Umweltbundesamt

Christian Schilling

Gerald Hochedlinger

Georg Windhofer

ENVIRONMENT
AGENCY AUSTRIA **umweltbundesamt**^U

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	3
1. Einleitung	5
2. Datenoptimierung	6
2.1 Anschlussgrad	6
2.2 Aktualisierung der Daten zu Punkteinleitungen	8
2.3 Entwässerungsverhältnisse – Art der Kanalisation	8
2.4 Hydrogeologie	12
2.5 Entlastungsbauwerke	14
2.6 Landnutzung	14
2.7 Bodenabtrag	15
3. Aktualisierung der MONERIS Berechnungen - Ist Zustand	16
3.1 Modelladaptierung	16
3.2 Modellvalidierung	16
3.3 Eintragspfade und –quellen	18
3.4 Regionale Verteilung der Richtwertüberschreitungen	20
3.5 Eintragspfade in Beispielsregionen	23
4. Darstellung lokaler Maßnahmen	27
4.1 Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft	27
4.1.1 <i>Maßnahmenauswahl</i>	27
4.1.2 <i>Beschreibung der Maßnahmen, Annahmen</i>	27
4.1.3 <i>Bewertung der Maßnahmenwirkung</i>	29
4.1.4 <i>Ergebnisse</i>	33
4.2 Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft	37
5. Implementierung der Maßnahmen in MONERIS	39

5.1 Methodische Vorgangsweise.....	39
5.2 Ergebnisse.....	42
6. Verortung der Beitragsflächen von Phosphoremissionen in Beispielsregionen mittels PhosFate.....	56
6.1 PhosFate	56
6.2 Beispielregionen und Inputdaten	59
6.3 Ergebnisse.....	61
6.4 Wirkungsverbessertes Management in einer Beispielregion	63
6.5 Ausblick.....	66
7. Schlussfolgerungen.....	67
8. Ausblick.....	69
9. Literaturverzeichnis	71
Anhang 1: Darstellung der Neuberechneten N und P Emissionen aus den Beispielregionen	74

1. Einleitung

Aufbauend auf den Ergebnissen des 2008-2010 durchgeführten Projektes STOBIMO-Nährstoffe (Zessner *et al.* 2011a) wurde im Rahmen des Projektes „Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen“ (Zessner *et al.* 2011b) eine eigenständige Version des MONERIS-Modells für oberösterreichische Einzugsgebiete entwickelt. Diese Version grenzt sich gegenüber der österreichweiten MONERIS-Version aus dem STOBIMO-Projekt durch detailliertere Eingangsdaten in wesentlichen Modellbereichen ab.

Für die oberösterreichischen Einzugsgebiete wurden mit Hilfe des MONERIS-Modells die Stickstoff- und Phosphoremissionen (Frachten) in die Fließgewässer für den Betrachtungszeitraum 2001-2006 berechnet sowie die Haupteintragspfade für Stickstoff- und Phosphoremissionen für die einzelnen Einzugsgebiete ermittelt. Die Modellierung mit dem MONERIS-Modell ermöglichte neben der Frachtermittlung auch die flächendeckende Berechnung der DIN-(Dissolved Inorganic Nitrogen) und der PO₄-P-Konzentrationen in den Fließgewässern Oberösterreichs. Diese wurden den Qualitätszielen für Nitrat und Orthophosphat gegenübergestellt und so Einzugsgebiete ermittelt, in denen Überschreitungen der Qualitätsziele durch Nährstoffemissionen in die Fließgewässer möglich oder wahrscheinlich sind.

Aufbauend auf den dargestellten Ergebnissen werden im gegenständlichen Projekt Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und der Siedlungswasserwirtschaft betrachtet, welche potentiell zu einer Reduktion der Nährstoffemissionen in die Fließgewässer beitragen können. Dabei wurde erarbeitet,

- wie die Maßnahmen im Emissionsmodell MONERIS zu implementieren sind
- wie sich die jeweils betrachteten Maßnahmen auf die berechneten Eintragspfade auswirken
- wie die Wirksamkeit der betrachteten Maßnahmen hinsichtlich einer möglichen Reduktion der Nährstoffeinträge zu bewerten ist
- ob Maßnahmen zum Teil bereits im Rahmen des ÖPUL-Programms umgesetzt sind und welches weiterführende Potential zur Umsetzung der jeweiligen Maßnahmen noch besteht

Neben den o.g. Betrachtungen wurden ebenfalls Arbeiten zur Daten- und Modelloptimierung durchgeführt, die in den nachstehenden Kapiteln näher beschrieben werden.

Die betrachteten Maßnahmen wurden im Rahmen eines Workshops mit Vertretern der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft zur Diskussion gestellt. Somit konnte deren Relevanz und Akzeptanz für eine Umsetzung unterstrichen werden. Durch die Einbindung der Kolleginnen und Kollegen aus den Fachabteilungen des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, der Oberösterreichischen Bodenschutzberatung und der Oberösterreichischen Wasserschutzberatung wurde der Bezug zu laufenden Vorhaben der Oberösterreichischen Wasserschutzberatung sichergestellt. Im Rahmen der internationalen Aktivitäten im Donau-Raum wurde der Projektfortschritt zur Diskussion gestellt und wertvolle Aspekte konnten in die Bearbeitung des Projektes aufgenommen werden.

2. Datenoptimierung

In dem vorliegenden Projekt konnten eine Reihe von Verbesserungen in Bezug auf die Datengenauigkeit durchgeführt werden, die im Weiteren aufgeführt sind. Anderen Aspekten, wie die Auswirkung von Golfplätzen und die Entsorgung der nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner konnte bislang nicht nachgegangen werden, da die momentane Datengrundlage keine eindeutige Auswertung zulässt.

2.1 Anschlussgrad

Die ursprünglich im MONERIS-Modell verwendeten Zahlen zum Anschlussgrad stammen aus dem Lagebericht zur Umsetzung der kommunalen Abwasserrichtlinie (91/271/EWG). Der Lagebericht enthält Informationen zum Anschlussgrad auf Bundeslandebene. Dieser bundeslandweite Anschlussgrad wurde auf alle Gemeinden des betreffenden Bundesland gleichermaßen umgelegt und daraus der Anteil der an Kläranlagen angeschlossenen Bewohner berechnet.

Im Rahmen dieses Projektes konnten unterschiedliche Datenquellen für die Aktualisierung der Informationen herangezogen werden:

- In der Informationsbroschüre zu Abwasserreinigungsanlagen in Oberösterreich (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 2009) finden sich Zahlen zum **Anschlussgrad auf Flusseinzugsgebietsebene (Stand 2007)**
- Vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung wurden Zahlen zum **Anschlussgrad auf Gemeindeebene** für die oberösterreichischen Gemeinden (**Stand 2010**) zur Verfügung gestellt

Da sich beide Datensätze sowohl in der räumlichen Abdeckung als auch im zeitlichen Bezug voneinander unterscheiden, können die Datensätze nicht unmittelbar miteinander verglichen werden. Beide Datensätze können jedoch auf unterschiedliche Weise als Eingangsdaten für die Modellberechnungen herangezogen werden:

- Daten auf Flusseinzugsgebietsebene (Stand 2007): da als Betrachtungszeitraum 2001-2006 gewählt wurde, kann der Datensatz zur Aktualisierung des Anschlussgrades verwendet werden, der für die Berechnung der Emissionen aus Punktquellen und urbanen Flächen notwendig ist
- Daten auf Gemeindeebene (Stand 2010): dieser Datensatz charakterisiert den derzeitigen Zustand und kann genutzt werden, um im Rahmen der Maßnahmenbetrachtungen abzuschätzen, in welchen Gemeinden noch sinnvoll Maßnahmen zur Erhöhung des Anschlussgrades gesetzt werden können

Informationen auf Flusseinzugsgebietsebene – Stand 2007

In der Informationsbroschüre „Kommunale Abwasserreinigungsanlagen in Oberösterreich“ ist eine Zusammenstellung der Anschlussgrade für die

Flusseinzugsgebiete Oberösterreichs mit Stand 2006 sowie über den geplanten Anschlussgrad 2015 verfügbar.

Dieser Datensatz hat den Vorteil, dass diese Informationen bereits auf Flusseinzugsgebietsebene vorliegen und somit 1:1 für die Modellberechnungen verwendet werden können. Als Nachteil bei der Nutzung dieses Datensatzes muss erwähnt werden, dass zum Einen die Information zum Anschlussgrad nur für ein Flusseinzugsgebiet gegeben ist und keine Differenzierung innerhalb der Teileinzugsgebiete möglich ist. Zum Anderen sind diese Informationen nur für die oberösterreichischen Einzugsgebiete gegeben, für die teilweise in Salzburg oder der Steiermark gelegenen Zubringer (Teileinzugsgebiete) ist diese Information nicht verfügbar und muss auf anderem Wege kompensiert (für die Modellrechnungen nutzbar gemacht) werden.

Die angegebenen Anschlussgrade für das Jahr 2006 variieren von <70% für die Einzugsgebiete Moldau und Ach-Gurtenbach bis zu 92,7% für das (Teil)Einzugsgebiet der Donau. Im Mittel ergibt sich für Oberösterreich ein Anschlussgrad für 2006 von **84,1%**.

Informationen auf Flusseinzugsgebietsebene – Stand 2010

Die Informationen zum Anschlussgrad auf Gemeindeebene wurden auf Bezirksebene zusammengefasst und sind in Tabelle 1 dargestellt. Auf Bezirksebene variiert der mittlere Anschlussgrad für das Jahr 2010 zwischen 71% für den Bezirk Freistadt und 100% für die Bezirke Linz, Steyr und Wels. Im Mittel ergibt sich ein mittlerer Anschlussgrad für alle Gemeinden für das Jahr 2010 von **80,6%**.

Tabelle 1: Mittlerer Anschlussgrad auf Bezirksebene (Stand 2010)

Bezirk	mittlerer Anschlussgrad [%]
Linz	100
Steyr	100
Wels	100
Braunau/Inn	77
Eferding	86
Freistadt	71
Gmunden	88
Grieskirchen	84
Kirchdorf/Krems	75
Linz-Land	91
Perg	77
Ried/Innkreis	77
Rohrbach	75
Schärding	78
Steyr-Land	76
Urfahr-Umgebung	81
Vöcklabruck	88
Wels-Land	83

In Hinblick auf mögliche Maßnahmen, die im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft zur Reduktion von Nährstoffeinträgen über Punktquellen und urbane Flächen gesetzt

werden können, sind vor allem Gemeinden mit derzeitigen Anschlussgraden <90% zu betrachten. In Abbildung 1 sind die Anzahl der Gemeinden mit der Zuordnung zu Klassen nach dem Anschlussgrad dargestellt. Von den insgesamt 444 oberösterreichischen Gemeinden weisen insgesamt 178 Gemeinden (40%) einen Anschlussgrad <80% auf, in 15 Gemeinden sind weniger als 50% der Einwohner an die Kanalisation angeschlossen. Auch in den Gemeinden der Klasse mit einem Anschlussgrad von 80-90% (n=133) können Maßnahmen zur Erhöhung des Anschlussgrades gesetzt werden, auch wenn das Potential in diesen Gemeinden geringer ist als in denen mit einem Anschlussgrad <80%. Für eine Gemeinde fehlen die Angaben zum Anschlussgrad (Klasse „k.A.“ in Abbildung 1).

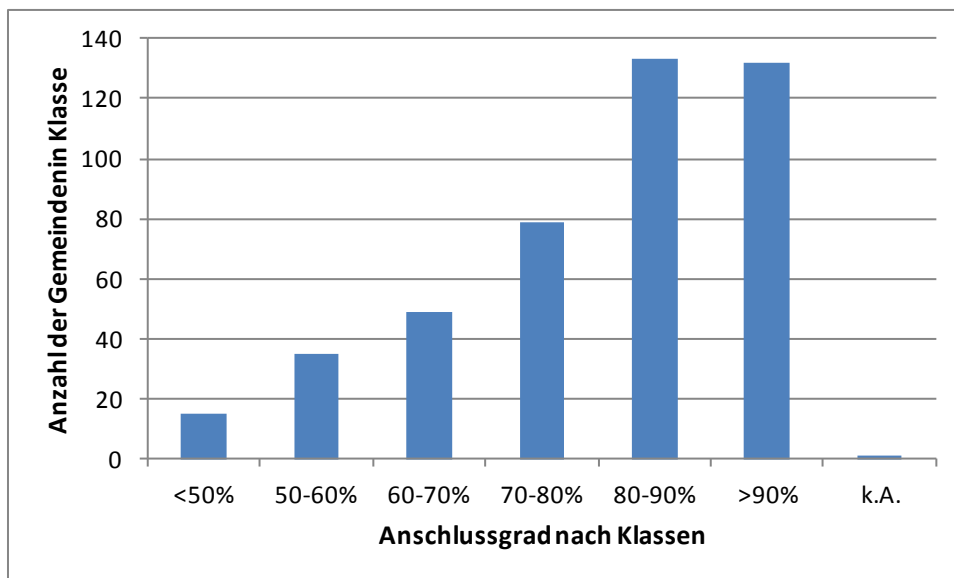


Abbildung 1: Anzahl der Gemeinden in Oberösterreich mit Zuordnung zur Klasse des Anschlussgrades (Stand 2010)

2.2 Aktualisierung der Daten zu Punkteinleitungen

Die Daten zu Punkteinleitungen – kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter – wurden durch Informationen aus der Informationsbroschüre „Kommunale Abwasserreinigungsanlagen in Oberösterreich –Stand 2009“ (Amt der OÖ Landesregierung 2009) aktualisiert.

2.3 Entwässerungsverhältnisse – Art der Kanalisation

Informationen auf Gemeindeebene

In einem vorangegangenen Projekt mit dem Kurztitel „Nährstoffströme“ (Zessner *et al.* 2011b) wurden bereits Daten zu der Verteilung von Trenn- und Mischkanalisation in den Oberösterreichischen Gemeinden angefordert und vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung zur Verfügung gestellt. Während der Bearbeitung dieses Projektes wurde dieser Datensatz vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung aktualisiert.

Wie in *Zessner et al. (2011b)* bereits erläutert, umfasste der Datensatz 2010 Informationen zu 419 von 445 oberösterreichischen Gemeinden. Ein Großteil der Einträge beinhaltet jedoch keine Information über die Art und den Anteil des Kanalnetzes im Gemeindegebiet.

Der 2012 aktualisierte Datensatz umfasst Informationen zu 429 oberösterreichischen Gemeinden. Die im Datensatz enthaltenen Informationen liegen nach wie vor in kategorisierter Form vor (z.B. „Trennsystem >75%“, „Mischsystem 51-75%“ usw.). Mehrangaben innerhalb eines Datensatzes erschwerten die Abschätzung des Anteils von Trenn- und Mischsystem innerhalb der Gemeinde. Wenn für eine Gemeinde mehrere Informationen zum Anteil Trenn-/Mischkanalisation vorhanden waren, wurde das arithmetische Mittel aus den Verteilungen pro Gemeinde berechnet. Die Anzahl der Informationen pro Gemeinde variierten von einer Information bis zu max. dreizehn Informationen pro Gemeinde.

Alle Informationen mit den Angaben zum Anteil Trenn-/Mischkanalisation in einer Gemeinde wurden den Kategorien 0%/100%, 20%/80%, 40%/60%, 50%/50%, 60%/40%, 80%/20%, 100%/0% zugeordnet (Abweichung von der Methodik aus dem Projekt Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen (Nährstoffströme Oberösterreich) im folgenden „Nährstoffströme“ genannt: dort wurden die Klassen 0/25%/50%/75%/100% zur Kategorisierung verwendet!).

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der berechneten mittleren Anteile an Mischkanalisation und Trennkanalisation des aktualisierten Datensatzes (2012) im Vergleich mit dem Erstdatensatz 2010 dargestellt. Für nahezu alle Bezirke mit Ausnahme der Bezirke Linz, Wels, Eferding und Freistadt ist ein Zuwachs an Information (Anzahl der Gemeinden, für welche Informationen zur Verteilung Trenn-/Mischkanalisation vorhanden sind) zu verzeichnen. Trotz des Zuwachses an Informationen ist leider keine Verbesserung in der Aussagekraft der Daten zu verzeichnen. Es sind nach wie vor nicht für alle oberösterreichischen Gemeinden Informationen im Datensatz enthalten, und für die enthaltenen Informationen gibt es keine Hinweise auf die Repräsentativität der Information innerhalb der Gemeinde (auffällig ist, dass bei Mehrinformationen innerhalb einer Gemeinde der Anteil Trenn- und Mischkanalisation sehr stark variiert; es ist daher anzunehmen, dass bei einer Information pro Gemeinde (betrifft den überwiegenden Teil der Gemeinden – vor allem die Großgemeinden Steyr und Wels) diese Information als „unsicher“ betrachtet werden muss).

Mit dem aktualisierten Datensatz und der geänderten Zuordnung zu den Kategorien ergeben sich Änderungen in berechneten mittleren Anteilen Trenn-/Mischkanalisation für den überwiegenden Anteil der Bezirke von bis zu $\pm 3\%$. Für den Bezirk Wels ergibt sich eine Änderung von $\pm 5\%$, für die Bezirke Eferding und Freistadt ergab sich eine Änderung von $\pm 7\%$ und für den Bezirk Steyr-Land eine Änderung von $\pm 10\%$.

Für den Bezirk Steyr lag eine Information vor, aus welcher der Anteil an Mischkanalisation von 80% angenommen wurde. Es wird davon ausgegangen, dass auch für den Bezirk Linz der überwiegende Teil der Kanalisation ein Mischsystem ist. Für die übrigen Bezirke ergibt sich aus den Daten ein Anteil an Mischkanalisation von 20%-48%.

Tabelle 2: Gegenüberstellung der berechneten mittleren Anteile von Mischkanalisation und Trennkanalisation auf Bezirksebene

Bezirk	Datensatz enthält Informationen für x von y Gemeinden	Information für x % der Gemeinden im Bezirk	mittlerer ber. Anteil Mischkanal [%]		mittlerer ber. Anteil Trennkanal [%]	
			Datensatz 2012	Datensatz 2010	Datensatz 2012	Datensatz 2010
Linz	0 von 1	0	-	-	-	-
Steyr	1 von 1	100	80	-	20	-
Wels	1 von 1	100	20	25	80	75
Braunau am Inn	27 von 46	59	30	32	70	68
Eferding	6 von 12	50	43	50	57	50
Freistadt	27 von 27	100	48	55	52	45
Gmunden	16 von 20	80	37	37	63	63
Grieskirchen	11 von 34	32	43	41	57	59
Kirchdorf an der Krems	16 von 23	70	22	25	78	75
Linz-Land	16 von 22	73	45	44	55	56
Perg	17 von 26	65	45	46	55	54
Ried im Innkreis	28 von 36	78	41	43	59	57
Rohrbach	33 von 42	79	31	33	69	67
Schärding	21 von 30	70	35	34	65	66
Steyr-Land	18 von 21	82	36	46	64	54
Urfahr-Umgebung	17 von 27	63	46	45	54	55
Vöcklabruck	37 von 52	71	38	40	62	60
Wels-Land	10 von 24	42	48	50	52	50

Aus den Daten ergibt sich für Oberösterreich eine mittlere Verteilung zwischen Mischkanalisation und Trennkanalisation von 40%/60% (keine Änderung zu den Berechnungen aus *Zessner et al. 2011b*). Wird für den Bezirk Linz ebenfalls ein Anteil von 80% Mischkanalisation angenommen, so ergibt sich für Oberösterreich eine mittlere Verteilung zwischen Mischkanalisation und Trennkanalisation von 43%/57%.

Einwohnerdichte vs. Verteilung Mischkanal/Trennkanal

In der ursprünglichen Version des MONERIS-Modells wird die Einwohnerdichte als Kriterium zur Unterscheidung zwischen Regionen mit überwiegendem Anteil an Mischkanalisation bzw. Trennkanalisation herangezogen.

Bei der Auswertung der Einwohnerdichte für die betrachteten Einzugsgebiete auf Einzugsgebietsebene kann kein Zusammenhang zwischen dem mittleren Anteil an Mischkanal bzw. Trennkanal und der mittleren Einwohnerdichte des Einzugsgebietes hergestellt werden.

Informationen auf Einzugsgebietsebene

In der Informationsbroschüre „Kommunale Abwasserreinigungsanlagen in Oberösterreich –Stand 2009“ (Amt der OÖ Landesregierung 2009) sind auf Einzugsgebietsebene die Kanallängen für Misch- und Trennkanalisation zusammengefasst. In Tabelle 3 sind die entsprechenden Anteile pro Einzugsgebiet angegeben.

Tabelle 3: Mittlere Anteile an Mischkanal und Trennkanal, basierend auf Auswertung der Kanallängen nach (Amt der OÖ Landesregierung 2009)

EZG	Anteil Mischkanal [%]	Anteil Trennkanal [%]
Ach	31	69
Ager	30	70
Aist	42	58
Alm	51	49
Antiesen	52	48
Aschach	24	76
Diesleitenbach	20	80
Donau	70	30
Enknach	49	51
Enns	48	52
Gurtenbach	31	69
Gusen	54	46
Inn	31	69
Innbach	47	53
Ipfbach	20	80
Kettenbach	55	45
Krems	51	49
Kristeinerbach	34	66
Maltsch	65	35
Mattig	49	51
Moosach	20	80
Mühl	37	63
Naarn	39	61
Pesenbach	43	57
Pram	37	63
Ranna	37	63
Rodl	43	57
Salza	48	52
Schwemmbach	49	51
Steyr	48	52
Trattnach	47	53
Traun	50	50
Vöckla	30	70

Diese Verteilung wurde genutzt, um die im MONERIS-Modell enthaltene Information über die Verteilung der Kanalnetzarten zu aktualisieren.

Für die Einzugsgebiete

- Diesleitenbach
- Ipfbach
- Kristeinerbach
- Enns
- Salza
- Kettenbach

können dem Datensatz keine expliziten Angaben entnommen werden. Teilweise sind die Einzugsgebiete in der Info-Broschüre zu anderen Einzugsgebieten zugeordnet, Gebiete außerhalb des Bundeslandes Oberösterreich (Enns-Zubringer) sind im Datensatz nicht enthalten. Für diese Einzugsgebiete wurde die Verteilung aus dem Datensatz der jeweiligen Gemeinden abgeleitet.

Im Mittel ergibt sich aus dem Datensatz für alle betrachteten Einzugsgebiete ein Verhältnis von Mischkanal zu Trennkanal von **42% / 58%**.

2.4 Hydrogeologie

Vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung wurde im Rahmen des Projektes die digitale hydrogeologische Karte im Maßstab 1:200.000 bereitgestellt.

Die hydrogeologische Karte weist verschiedene Aquifertypen, wie Poren-, Kluft- und Karstgrundwasserleiter sowie verkarstungsfähige Grundwasserleiter mit entweder lokal begrenzten bzw. unzusammenhängenden Grundwasservorkommen oder ausgedehnten und ergiebigen Grundwasservorkommen aus. Die Aquifertypen wurden mit den Einzugsgebietsabgrenzungen im GIS verschnitten.

Zur weiteren Verfeinerung der Information wurden zu den jeweiligen Grundwasserkörpern die Informationen zu

- Deckschichten – Summe der mittleren Mächtigkeiten bzw. Bandbreite
- Mittlerer Flurabstand
- Mittlere hydraulische Durchlässigkeit und Bandbreite

aus der H2O Fachdatenbank abgefragt und zu der Verschneidung hinzugefügt.

Basierend auf den genannten Informationen wurde die Teilfläche der Einzugsgebiete, die sich aus der GIS-Verschneidung der hydrogeologischen Karte mit den Einzugsgebietsabgrenzungen ergaben, hinsichtlich der hydrogeologischen Eigenschaften den Kategorien

- Porengrundwasser – oberflächennah
- Porengrundwasser – oberflächenfern
- Festgestein – durchlässig
- Festgestein – undurchlässig

zugeordnet. Diese Zuordnung wird im MONERIS-Modell verwendet.

In Tabelle 4 sind die Flächen (in km²) zusammengestellt, die in den verschiedenen MONERIS-Versionen verwendet wurden bzw. werden. „STOBIMO“ kennzeichnet den Datensatz, der bei der österreichweiten Anwendung des MONERIS-Modells (2008-

2010) zur Anwendung kam. Im vorangegangenen Projekt (Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragungspfaden für strategische Planungen) wurde die Kategorisierung der hydrogeologischen Einheiten auf Basis der Abgrenzung der oberflächennahen Grundwasserkörper überarbeitet. Im Rahmen dieses Projektes – das mit dem Kurztitel „Maßnahmenwirkung“ in Tabelle 4 gekennzeichnet ist – ergibt sich wiederum eine verfeinerte Kategorisierung.

Tabelle 4: Flächen in km², die den jeweiligen hydrogeologischen Kategorien zugeordnet sind

	Poren- grundwasser oberflächennah	Poren- grundwasser oberflächenfern	Festgestein durchlässig	Festgestein undurchlässig
STOBIMO	261	5.205	5.737	5.976
Nährstoffströme	1.776	2.309	5.887	7.205
Maßnahmenwirkung	3.182	3.446	4.375	5.845

Einen Vergleich der Anteile der hydrogeologischen Einheiten an der Gesamtfläche zwischen den verschiedenen MONERIS-Versionen zeigt Abbildung 2.

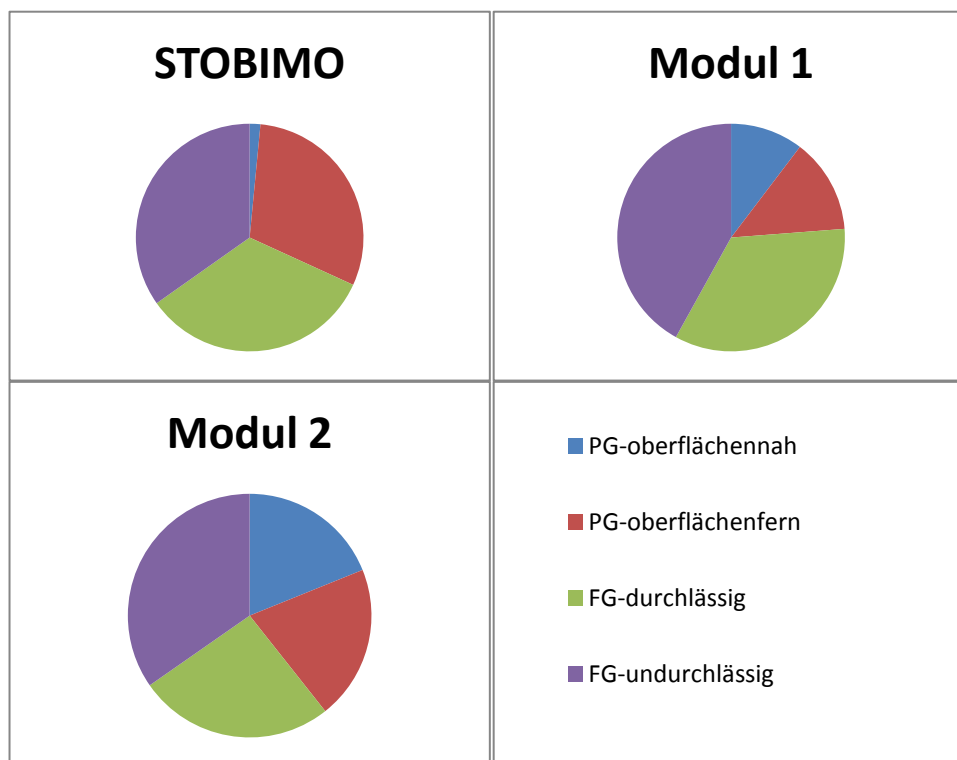


Abbildung 2: Gegenüberstellung der Flächenanteile an den Kategorien der hydrogeologischen Einheiten in den MONERIS-Versionen „STOBIMO“, „Nährstoffströme“ und „Maßnahmenwirkung“

In der österreichweiten MONERIS-Modellierung „STOBIMO“ waren die Einzugsgebiete in Oberösterreich jeweils zu etwa einem Drittel den Einheiten Porengrundwasser – oberflächenfern sowie dem Festgestein zugeordnet. Nur ein geringer Teil der Einzugsgebietsflächen wurde dem oberflächennahen Porengrundwasser zugeordnet.

Im vorangegangenen Projekt „Nährstoffströme“ wurde etwa ein Viertel der Einzugsgebietsfläche dem Porengrundwasser zugeordnet. Damit erhöhte sich der Anteil der Bereiche, die dem Festgestein zugeordnet wurden, gegenüber der „STOBIMO“-Modellversion.

Mit der Kategorisierung im jetzigen Projekt (ist der überwiegende Teil der Flächen mit knapp 60% dem Festgesteinsbereich zugeordnet, davon wird der größere Teil mit knapp 35% dem undurchlässigen Bereich zugeordnet. Der verbleibende Flächenanteil von etwa 40% der Einzugsgebietsfläche ist etwa zu gleichen Teilen dem oberflächennahen und dem oberflächenfernen Porengrundwasser zugeordnet.

2.5 Entlastungsbauwerke

Bereits im Projekt „Nährstoffströme Oberösterreich“ wurden Daten zu Mischwasserentlastungsanlagen vom Land der oberösterreichischen Landesregierung zur Verfügung gestellt, um den im MONERIS-Modell angenommenen Ausbaugrad von 100% zu überprüfen und ggf. regional Anpassungen der Modellannahmen vorzunehmen. Dieser Datensatz konnte nicht auf Repräsentativität sowie Vollständigkeit geprüft werden und wurde somit für die Anpassung der Modellannahmen nicht berücksichtigt.

Im Rahmen des gegenständlichen Projektes wurde erneut ein Datensatz vom Land der oberösterreichischen Landesregierung zur Verfügung gestellt.

Der Datensatz wurde hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Beckenvolumina der Entlastungsanlagen ausgewertet. Aus Corine Landcover wurden die urbanen Flächen (CLC-Kategorie 1.1 und 1.2) für das Land Oberösterreich ermittelt und mittels der empirischen Gleichung die versiegelte Fläche berechnet.

Über die Annahme, dass 15 m³ Beckenvolumen pro ha versiegelte Fläche einem Ausbaugrad von 100% entsprechen, wurde der Ausbaugrad auf Basis der vorhandenen Informationen zu Entlastungsanlagen und der Angaben zu Beckenvolumina (nicht zu allen Entlastungsanlagen waren Angaben zu Beckenvolumina vorhanden) auf Einzugsgebietsebene berechnet.

2.6 Landnutzung

Im Projekt „Nährstoffströme“ basierten Informationen über die Landnutzung auf den im MONERIS-Modell standardmäßig verwendeten Daten aus CORINE Landcover. Im Rahmen der Bearbeitung des aktuellen Projektes „Maßnahmenwirkung“ wurde festgestellt, dass diese Informationen deutlich von den Flächennutzungsdaten des INVEKOS-Datensatzes abweichen. Da bei der Bewertung der einzelnen Maßnahmen in diesem Projekt die INVEKOS Daten als Grundlage herangezogen wurden, wurde die Landnutzung im Bereich landwirtschaftlicher Flächen nun auf Basis der INVEKOS Daten berechnet. Die verwendeten Datensätze enthalten die Flächensummen der einzelnen landwirtschaftlichen Kulturen in jeder Katastralgemeinde und basieren auf den Mehrfachanträgen der landwirtschaftlichen Betriebe, die diese im Rahmen des Förderwesens jährlich abgeben. Da die Flächengröße für die Höhe der Förderung relevant ist, wird diese durch die AMA laufend kontrolliert. Da gegenüber dem vorangegangenen Projekt eine andere Datengrundlage verwendet wurde, verringert sich für Oberösterreich die gesamte landwirtschaftliche Fläche um 11%, wobei die Ackerflächen sich um 32% vermindern und die Grünflächen um 44% steigen. Dies zeigt deutlich die Problematik die in der Verwendung der Corine-Daten begründet

liegt, welche scheinbar für die Verhältnisse in Oberösterreich zu einer deutlichen Verfälschung der Situation führen.

2.7 Bodenabtrag

Im Projekt STOBIMO-Nährstoffe wurde zur Abschätzung der Bodenerosion als Grundlage zur Berechnung der P-Frachten die vom Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BAW – IKT) zur Verfügung gestellte digitale Erosionsgefährdungskarte im 50m-Raster für das Jahr 2004 genutzt, welche auf CORINE Landnutzungsdaten basiert. Demgegenüber wurde im aktuellen Projekt für die Bewertung des Bodenabtrags die Ergebnisse der Studie „Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die INVEKOS Datenbank“ (wpa und BAW, 2009) herangezogen. Wesentlicher Unterschied ist, dass die Berechnung für landwirtschaftliche Flächen in diesem Fall auf die wesentlich detaillierteren und genaueren INVEKOS Daten zurückgreift. Die größere Genauigkeit beruht erstens darauf, dass den INVEKOS Daten der Grundstückskataster zugrunde liegt, wobei jedoch nur die tatsächlich landwirtschaftlich genutzten Bereiche berücksichtigt werden. Eine Kontrolle und Korrektur dieser Datengrundlage erfolgt durch Luftaufnahmen im Rahmen regelmäßiger Befliegungen. Demgegenüber basiert CORINE auf einer automationsgestützten Interpretation von Satellitenaufnahmen. Zweitens enthalten die INVEKOS Daten sehr detaillierte Angaben zur tatsächlichen Nutzung bis auf die Ebene der jährlich angebauten Ackerkultur, während CORINE lediglich grobe Nutzungskategorien angibt, die für einige Bereiche nicht einmal eine Differenzierung zwischen Acker- und Grünland erlaubt.

Für das aktuelle Projekt wurde jene Berechnung aus o.g. Studie (wpa und BAW, 2009) verwendet, die auf den Anbaudaten des Jahres 2007 basiert. Ein Vergleich der darauf aufbauenden Ergebnisse mit den an den Flusspegeln beobachteten P-Frachten zeigte, dass für einige Einzugsgebiete die Berechnungsergebnisse der Modellierung zu hoch waren. Als wahrscheinliche Ursache wurden die erhöhten Bodenabtragswerte von Grünland vermutet. Die oben genannte Studie verwendete, basierend auf einer Literaturrecherche, einen C-Faktor von 0,04. In der Literatur lassen sich Werte zwischen 0,002 und 0,04 für Grünland oder vergleichbare Nutzungen finden. Daher stellt der in der Studie verwendete C-Faktor einen maximalen Wert dar. Für eine Neuberechnung im Rahmen des aktuellen Projektes wurde daher der C-Faktor für Grünland und vergleichbare Nutzungen auf einen im unteren Bereich liegenden Wert von 0,004 angepasst. Dies ergab für den Vergleich von beobachteten und modellierten P-Frachten unter der geänderten Landnutzungsberechnung ein akzeptables Ergebnis.

3. Aktualisierung der MONERIS Berechnungen - Ist Zustand

3.1 Modelladaptierung

Neben den Verbesserungen der Inputdaten wurden für die Modellanwendung im aktuellen Projekt kleine Änderungen in Hinblick auf Modellparameter durchgeführt, welche vor allem für die Berechnung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen Relevanz haben. Im vorangehenden Projekt konnte gezeigt werden, dass für einige Regionen (Mühlviertel Ost, Traun/Enns) die berechneten $\text{PO}_4\text{-P}$ Grundwasserkonzentrationen stark von den aus Messungen abgeleiteten mittleren Konzentrationen abweichen. Aus diesem Grund wurde für jene Gebiete in denen Messwerte auf Basis von zumindest fünf Messstellen vorliegen, in der Modellierung die mittleren gemessenen Grundwasserkonzentrationen für die Berechnung der Emissionen über den Grundwasserpfad angesetzt, für die restlichen Einzugsgebiete wurde die Berechnung der Phosphorkonzentrationen im Grundwasser über Landnutzung und Bodenart beibehalten.

Weiters wurde bei der Umlegung von modellierten TP Konzentration auf $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen (siehe Zessner *et al.* 2011a, Kapitel 4.7) eine verbesserte Anpassung der modellierten $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen an die gemessenen der Anteil des löslichen/gelösten Phosphors für den Erosionseintrag auf 80% und für die Punkteinleitungen auf 100% erhöht.

Aufgrund geänderter Inputdaten und der Adaptierungen am Modell kommt es im Vergleich mit dem Endbericht des Forschungsvorhaben „Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen“ (Zessner *et al.*, 2011b) auch zu Änderungen der Modellergebnisse. Diese sollen im Folgenden überblicksmäßig dargestellt werden.

3.2 Modellvalidierung

Ein Vergleich der beobachteten Nitratkonzentrationen von den in beiden Projekten berechneten Konzentrationen (Abbildung 3), zeigt, dass sich durch die Änderungen in den Inputdaten nur geringfügige Veränderungen ergeben haben. Nur in einzelnen Einzugsgebieten kommt es zu merklichen Änderungen der Modellergebnisse. Diese sind vor allem auf die Änderungen in der Hydrogeologie (Kap. 2.4) zurückzuführen, die zu relevanten Änderungen bei der Berechnung der Denitrifikation im Untergrund führen können. Alle anderen Änderungen dürften keinen relevanten Einfluss auf die Modellergebnisse gehabt haben.

Der Vergleich zwischen beobachteten und modellierten Konzentrationen bleibt daher auch mit den neuen Datensätzen zufriedenstellend. Die größten Abweichungen zwischen beobachteten und modellierten Konzentrationen treten in der Traun/Enns Region auf. Hier kommt es bei der Modellierung tendenziell zu einer Unterschätzung der Nitratkonzentrationen.

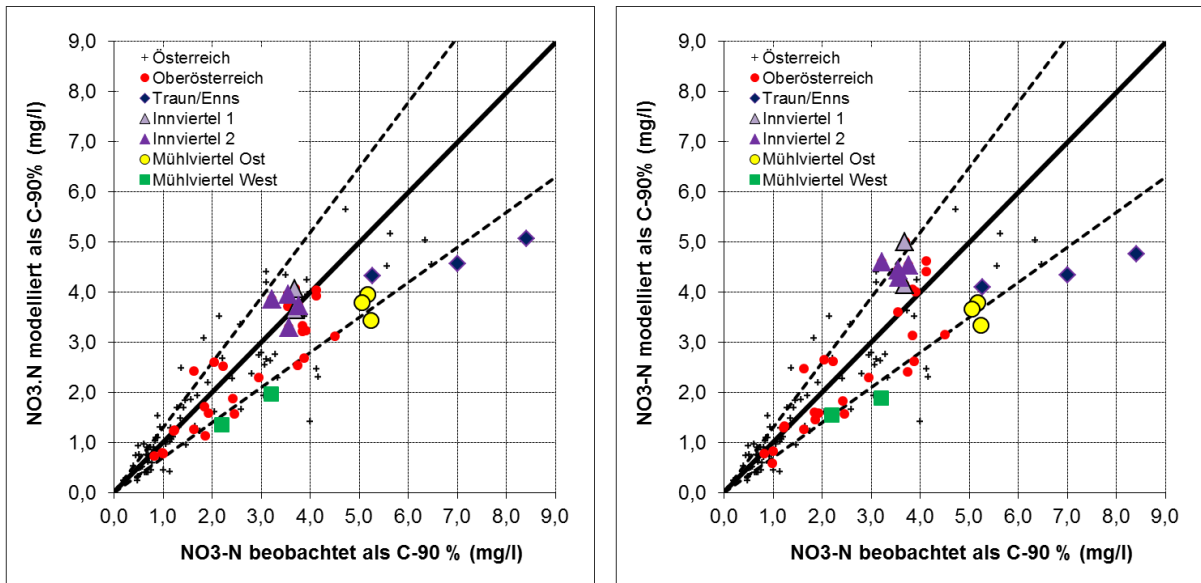


Abbildung 3: Beobachtete und im Projekt „Nährstoffströme“ (links) bzw. im Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts) modellierte 90% Perzentile der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001-2006

Die Situation beim Phosphor ist etwas anders (Abbildung 4). Die Änderung der Inputdaten wirkt sich in einigen Regionen wesentlich deutlicher auf die Phosphorkonzentrationen aus als beim Stickstoff. Hier sind es vor allem zwei Änderungen in den Inputdaten, die zu merklichen Veränderungen bei den Berechnungsergebnissen geführt haben. Zum einen führt der geringere Anteil an Ackerflächen, welche die Invekos-Daten im Gegensatz zu Corine landcover ausweisen, zu einem deutlich verringerten Eintrag über die Erosion. Dies wird durch die Verwendung der neuen Bodenabtragsdaten aus wpa und BAW (2009) überkompensiert. Diese Überkompensation konnte jedoch durch die oben beschriebene Adaptierung des C-Faktors bei der Bodenabtragsberechnung für Grünland wieder etwas ausgeglichen werden.

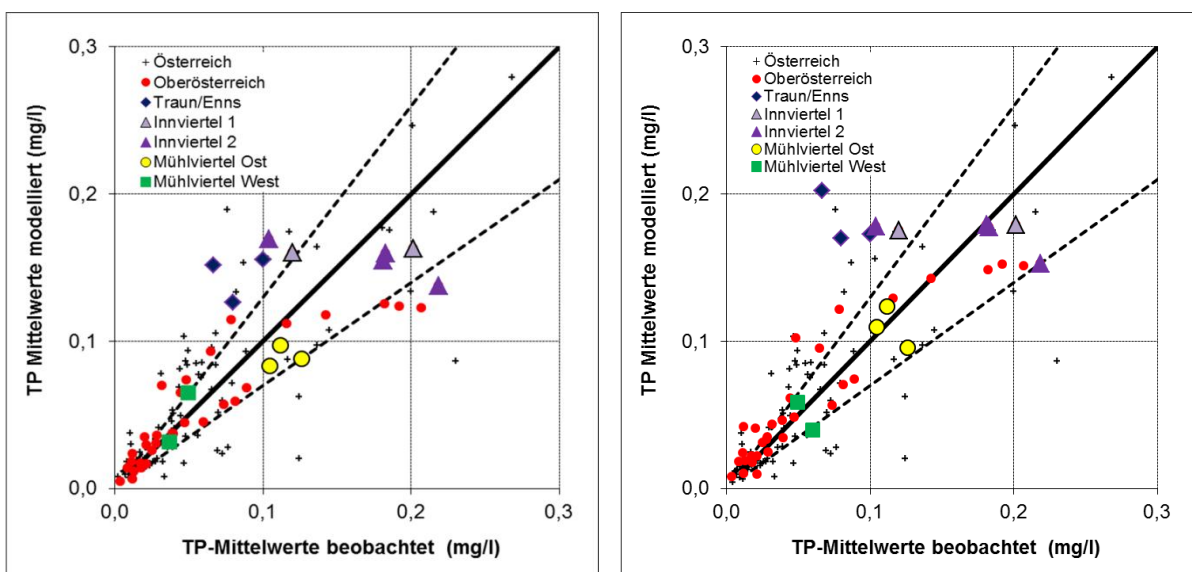


Abbildung 4: Beobachtete und im Projekt „Nährstoffströme“ (links) bzw. im Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts) modellierte Mittelwerte der TP Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001-2006

Während es insgesamt durch die Neuberechnung in vielen Gebieten zu einer Verbesserung des Pegelabgleiches zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen kommt, fällt die Traun/Enns Region hier deutlich heraus. Bereits bei den Berechnungen im vorangegangenen Projekt lagen die modellierten Werte in dieser Region jeweils deutlich über den gemessenen. Diese Tendenz wird durch die Neuberechnung weiter verstärkt. Ähnliches lässt sich auch aus dem Pegelabgleich für die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen ableiten (Abbildung 5).

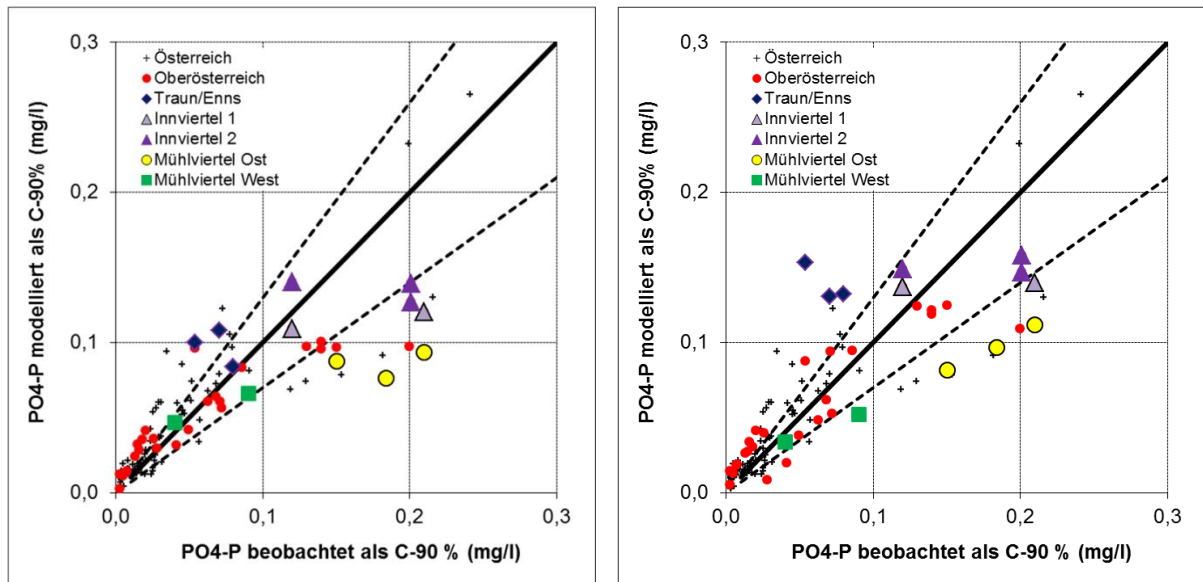


Abbildung 5: Beobachtete und im Projekt „Nährstoffströme“ (links) bzw. im Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts) modellierte 90% Perzentile der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001-2006

3.3 Eintragspfade und -quellen

Die berechneten Gesamtstickstoffemissionen in die oberösterreichischen Gewässer betragen im Projekt „Nährstoffströme“ 18.450 t/a. Durch die Neuberechnung im Projekt „Maßnahmenwirkung“ kam es nur zu einer geringfügigen Verschiebung des Berechnungsergebnisses auf 18.740 t/a.

Bei der Darstellung der Eintragspfade wurden im Projekt „Maßnahmenwirkung“ im Gegensatz zum Projekt „Nährstoffströme“ die Einträge aus „Urbane Flächen“ getrennt nach Einträgen über Regenkanalisation, Mischwasserentlastung und von der Bevölkerung ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation dargestellt. Diese Eintragspfade, die bei TN schon in Summe nur einen geringen Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen, tragen jeweils zu den Gesamtemissionen im Bereich von 1% und darunter bei (Abbildung 6).

Die Verschiebungen, die sich im Vergleich der Berechnungsergebnisse zwischen dem Projekt „Nährstoffströme“ und dem Projekt „Maßnahmenwirkung“ in der Verteilung der Emissionen über unterschiedlichen Eintragspfade bzw. aus unterschiedlichen Quellen ergeben, sind unbedeutend. Der Anteil der Einträge über das Grundwasser nimmt etwas zu (Abbildung 6). Dies ist auf leicht erhöhte Einträge aus Depositionen und der Hintergrundbelastung zurück zu führen (Abbildung 7), welche sich aufgrund der geänderten hydrogeologischen Eingangsdaten ergeben.

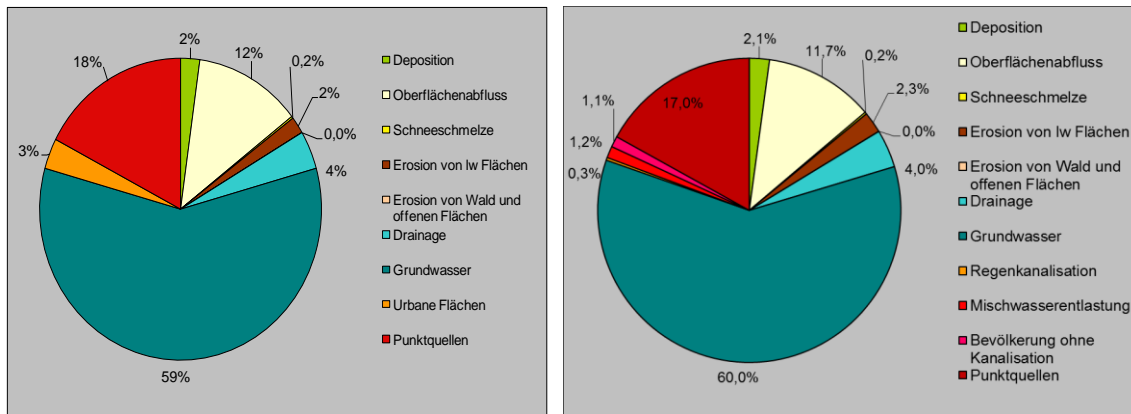


Abbildung 6: Eintragspfade für Gesamt-Stickstoffemissionen (Projekt „Nährstoffeinträge“, links; Projekt „Maßnahmenwirkung“, rechts)

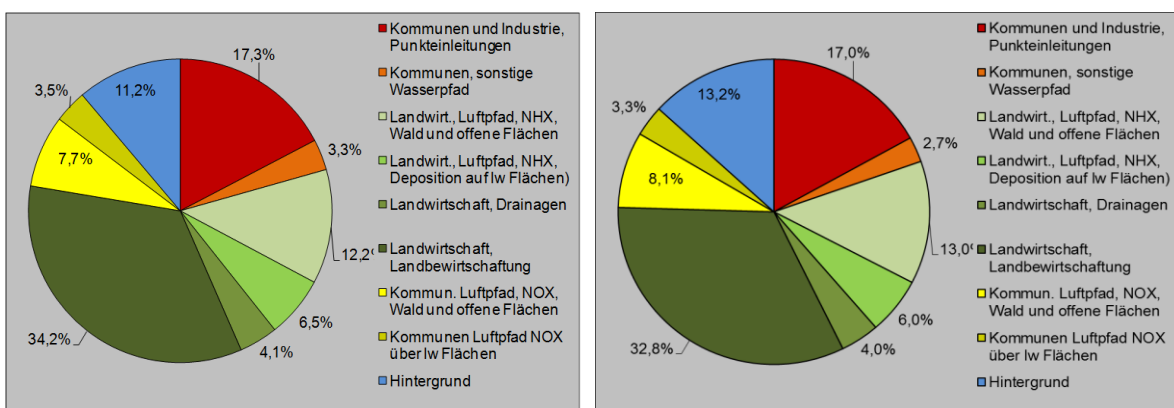


Abbildung 7: Quellen der Gesamt-Stickstoffemissionen (Projekt „Nährstoffströme“, links; Projekt „Maßnahmenwirkung“, rechts)

Die TP-Gesamtemissionen in Oberösterreich steigen durch die Neuberechnung leicht an. Während sie im Projekt „Nährstoffströme“ rund 710 t/a betragen, werden im Projekt „Maßnahmenwirkung“ 760 t/a ausgewiesen. Dieser Anstieg ist auf eine Erhöhung der berechneten Einträge über Erosion und Grundwasser zurück zu führen, wodurch die Anteile der anderen Eintragspfade am Gesamteintrag etwas zurückgehen (Abbildung 8). Bei den Emissionsquellen steigen die Einträge aus dem Bereich der Landwirtschaft etwas an (Abbildung 9). Die Einträge aus den „Urbanen Flächen“ machen im Projekt „Maßnahmenwirkung“ insgesamt ca. 12% aus. Dabei sind die Einträge über Mischwasserentlastung etwas höher als über die Regenkanalisation. Den geringsten Anteil machen die Emissionen von nicht an die Kanalisation angeschlossener Bevölkerung aus (Abbildung 8).

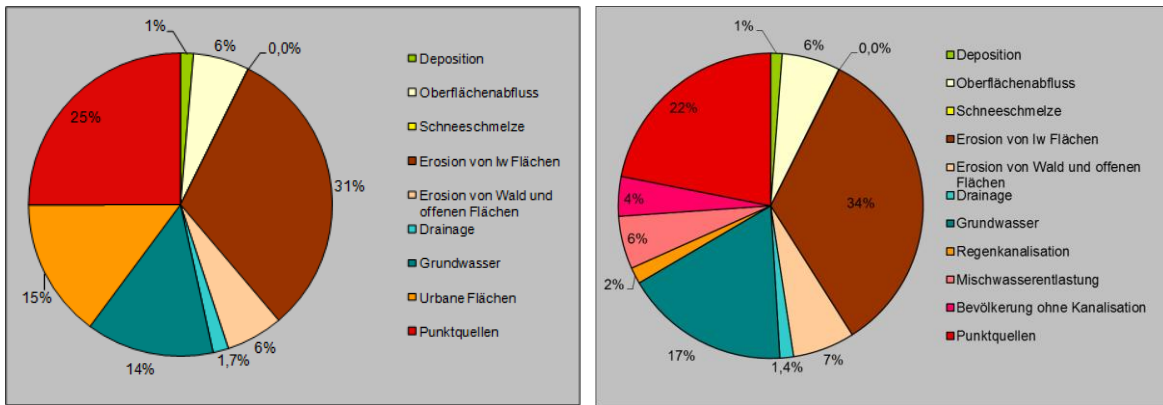


Abbildung 8: Eintragspfade für Gesamt-Phosphoremissionen (Projekt „Nährstoffströme“, links; Projekt „Maßnahmenwirkung“, rechts)

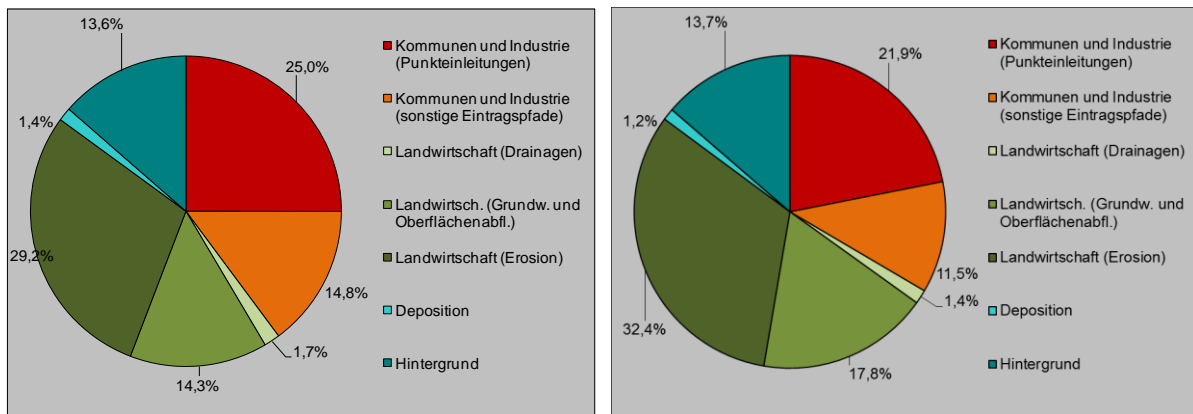


Abbildung 9: Quellen für Gesamt-Phosphoremissionen (Projekt „Nährstoffströme“, links; Projekt „Maßnahmenwirkung“, rechts)

3.4 Regionale Verteilung der Richtwertüberschreitungen

Die österreichische Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010) hat für die Nährstoffparameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ typenspezifische Richtwerte (Umweltqualitätsziele UQZ) festgelegt. Die Richtwerte variieren in Abhängigkeit der Bioregion, in der ein Gewässer liegt, der Einzugsgebietsgröße und der Höhenlage. Der jeweilige Richtwert ist von 90% der Messwerte eines Jahres (90% Perzentile) einzuhalten. In Tabelle 5 sind die typenspezifischen Richtwerte für die Zustandsgrenze gut/mäßig für die Gewässer am Gebietsauslass der betrachteten Modelleinzugsgebiete dargestellt.

Tabelle 5: Richtwert für Zustandsgrenze gut/mäßig gemäß Bioregionszuordnung der QZV Ökologie Oberflächengewässer (UQZ) für den Gebietsauslass des jeweiligen Modelleinzugsgebietes, die Werte sind als 90% Perzentile einzuhalten

Name	ID	UQZ NO3-N mg/l	UQZ PO4-P mg/l	Name	ID	UQZ NO3-N mg/l	UQZ PO4-P mg/l	Name	ID	UQZ NO3-N mg/l	UQZ PO4-P mg/l
Moosb./Mühlheimerache	580	5,5	0,05	Trattnach	1170	5,5	0,05	Große Gusen	1370	5,5	0,10
Enknach	600	5,5	0,05	Innbach	1180	5,5	0,05	Gusen	1380	5,5	0,05
Enknach	610	5,5	0,05	Pesenbach	1190	5,5	0,05	Reichramming Großer	1520	5,5	0,03
Schwemmbach	620	5,5	0,05	Große Rodl	1200	5,5	0,05	Teichl	1530	5,5	0,03
Mattig	630	5,5	0,05	Diesenleitenbach	1210	5,5	0,05	Krumme Steyrling	1540	5,5	0,03
Moosbach	640	5,5	0,05	Gosaubach	1220	4	0,02	Steyr	1550	4	0,02
Mühlheimer Ache	650	5,5	0,05	Ischler Ache	1230	7	0,03	Steyr	1560	5,5	0,05
Gurtenbach	660	5,5	0,05	Fuschler Ache	1240	5,5	0,05	Feldaist	1570	4	0,08
Antiesen	670	5,5	0,05	Dürre Ager	1250	5,5	0,05	Feldaist	1580	5,5	0,10
Antiesen	680	5,5	0,05	Vökla	1260	5,5	0,05	Waldaist	1590	5,5	0,10
Pram	690	5,5	0,05	Vökla	1270	5,5	0,05	Aist	1600	5,5	0,05
Pram	700	5,5	0,05	Ager	1280	7	0,05	Klammbach	1620	5,5	0,05
Pram	710	5,5	0,05	Ager	1290	5,5	0,05	Klammleitenbach	1630	4	0,08
Ranna	1100	5,5	0,10	Alm	1300	5,5	0,03	Große Naarn	1640	n.b.	0,05
Kleine Mühl	1110	5,5	0,10	Alm	1310	5,5	0,05	Kartenbach	3650	4	0,08
Steinerne Mühl	1120	5,5	0,10	Krems	1320	5,5	0,05	Maltsch	3660	4	0,08
Große Mühl	1130	5,5	0,10	Krems	1330	5,5	0,05	Traun	4010	7	0,08
Große Mühl	1140	5,5	0,08	Ipfbach	1340	5,5	0,05	Traun	4020	5,5	0,08
Dürre Aschach und Aschach	1150	5,5	0,05	Kristeinerbach	1350	5,5	0,05	Enns	4080	5,5	0,08
Aschach	1160	5,5	0,05	Kleine Gusen	1360	5,5	0,10				

Durch die Vielzahl der Gütemessstellen des Landesmessnetzes Oberösterreichs kann für die meisten betrachteten Gewässerstrecken anhand von Messungen geprüft werden, ob der jeweilige typenspezifische Richtwert eingehalten wird. In Abbildung 10 und Abbildung 11 sind jene Gewässer dargestellt, in denen eine Überschreitung des typenspezifischen Richtwertes ausgewiesen wird. Überschreitungen aufgrund von Messwerten in den Fließgewässern sind durch die rote Färbung des Gewässernetzes gekennzeichnet. Überschreitungen aufgrund von Modellergebnissen sind durch eine Färbung des Einzugsgebietes gekennzeichnet. Aufgrund der Unsicherheiten bei der Modellierung werden Gebiete, für die am Gebietsauslass ein modellierter Wert den Richtwert um mehr als das 1,25-fache überschreitet, als „Überschreitung“ ausgewiesen. Liegt der modellierte Wert zwischen dem 0,75- und 1,25-fachen des Richtwertes, werden die Gebiete als Gebiete mit „eventueller Überschreitung“ ausgewiesen.

Bei NO₃-N wird in Oberösterreich auf Grund von Messwerten nur bei wenigen Gewässern eine Richtwertüberschreitung festgestellt (Untere Krems (ID 1330), Ipfbach (ID 1340), Kristeinerbach (ID 1350), Untere Gusen (ID 1380), Dürre Aschach und Aschach (ID 1150 und 1160) und obere Feldaist (ID 1570)). All diese Gebiete werden auch in der Modellierung zumindest der Kategorie „Eventuelle Überschreitung“ zugeordnet. Eine Reihe weiterer Gebiete des Innviertels fällt ebenfalls in die Kategorie „Eventuelle Überschreitung“, ohne dass über Messwerte eine Grenzwertüberschreitung ausgewiesen wird. Die Änderungen gegenüber den Ergebnissen des Projektes „Nährstoffströme“ sind marginal. Lediglich im Ipfbach (ID 1340) wird jetzt eine „Eventuelle Überschreitung“ ausgewiesen, wo im Projekt „Nährstoffströme“ noch eine „Überschreitung“ ausgewiesen wurde.

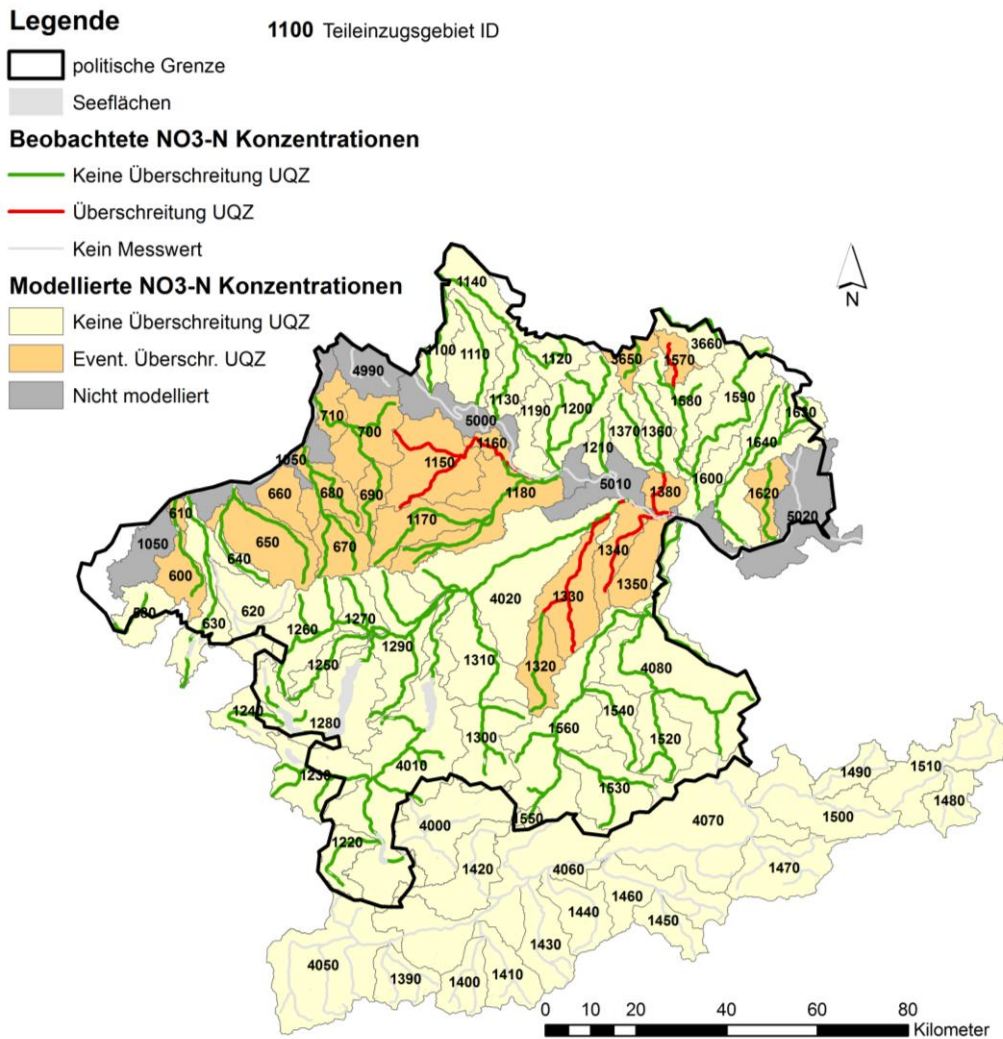


Abbildung 10: Ausweisung von Gewässern mit Überschreitung des typenspezifischen Richtwertes für NO₃-N in den Jahren 2001 bis 2006. Beobachtet: „Überschreitung UQZ“, wenn das 90% Perzentil der Messwerte des Zeitraumes 2001 bis 2006 über dem UQZ liegt; Modelliert: „Überschreitung UQZ“, wenn das für den Zeitraum 2001 bis 2006 modellierte 90% Perzentil über dem 1,25-fachen des UQZ liegt; „eventuelle Überschreitung“, wenn das modellierte 90% Perzentil zwischen dem 0,75- und dem 1,25-fachen des UQZ liegt, „keine Überschreitung“, wenn das modellierte 90% Perzentil unter dem 0,75-fachen des UQZ liegt

Beim PO₄-P wird über Messwerte in einer wesentlich größeren Anzahl von Gewässern eine Richtwertüberschreitung festgestellt.

Überschreitungen treten vor allem im Innviertel, im östlichen Mühlviertel und in den Gewässern der Traun-Enns-Platte auf. Die Gewässer mit gemessenen Richtwertüberschreitungen werden auch bei der Modellierung zumeist der Kategorie „Überschreitung“, zumindest aber der Kategorie „eventuelle Überschreitung“ zugeordnet. Einzelne Gewässer werden über die Modellierung der Kategorie „eventuelle Überschreitung“ zugeordnet, ohne dass über Messwerte eine Grenzwertüberschreitung ausgewiesen wird. Lediglich einem Modelleinzugsgebiet wird über Modellierung die Kategorie „Überschreitung“ zugewiesen, ohne dass dies auch bei den Messwerten der Fall wäre. Insgesamt können die kritischen Gebiete über die Modellierung sehr gut nachvollzogen werden. Dies ermöglicht es, in der Folge bei jenen Gebieten, für welche eine Richtwertüberschreitung modelliert wird, den Eintragspfaden und Quellen näher nachzugehen.

Legende

□ politische Grenze 1100 Teileinzugsgebiet ID

■ Seeflächen

Beobachtete PO₄-P Konzentrationen

— Keine Überschreitung UQZ

— Überschreitung UQZ

— Kein Messwert

Modellierte PO₄-P Konzentrationen

■ Keine Überschreitung UQZ

■ Event. Übersch. UQZ

■ Überschreitung UQZ

■ Nicht modelliert

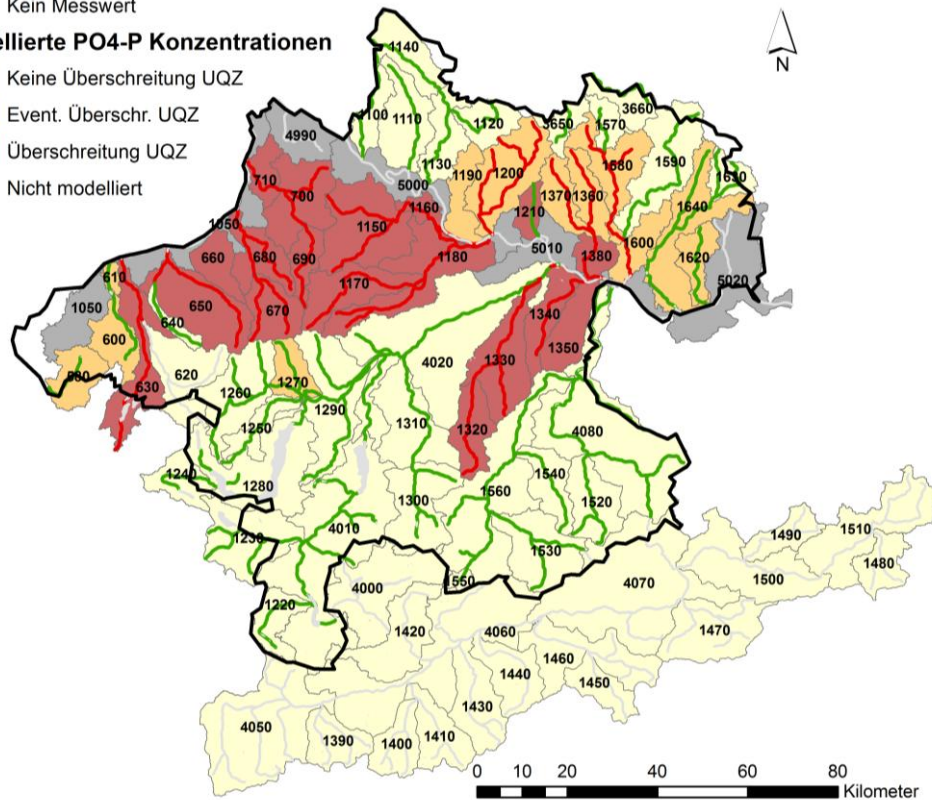


Abbildung 11: Ausweisung von Gewässern mit Überschreitung des typenspezifischen Richtwertes für PO₄-P-N in den Jahren 2001 bis 2006. Beobachtet: „Überschreitung UQZ“, wenn das 90% Perzentil der Messwerte des Zeitraumes 2001 bis 2006 über dem UQZ liegt; Modelliert: „Überschreitung UQZ“, wenn das für den Zeitraum 2001 bis 2006 modellierte 90% Perzentil über dem 1,25-fachen des UQZ liegt; „eventuelle Überschreitung“, wenn das modellierte 90% Perzentil zwischen dem 0,75- und dem 1,25-fachen des UQZ liegt, „keine Überschreitung“, wenn das modellierte 90% Perzentil unter dem 0,75-fachen des UQZ liegt

3.5 Eintragspfade in Beispielsregionen

Bei der Betrachtung aller Regionen Oberösterreichs zeigt sich, dass die Änderungen der Inputdaten und Modellvariablen zwischen Projekt „Nährstoffströme“ und Projekt „Maßnahmenwirkung“ keine gravierenden Veränderungen gebracht haben. Aber bereits bei der neuen Modellvalidierung (Kapitel 3.2) ist zu erkennen, dass sich für einzelne Bereiche speziell beim Phosphor doch stärkere Verschiebungen ergeben. Im Folgenden soll dem anhand der Beispielregionen aus dem Projekt „Stoffströme“ (Zessner *et al.*, 2011) näher nachgegangen werden.

In der Traun/Enns Region kam es beim Phosphor zu den stärksten Veränderungen der berechneten Emissionen. So nahmen die Einträge über Erosion, Grundwasser, urbane Flächen und Kläranlagen zu. Insgesamt liegen die im Projekt „Maßnahmenwirkung“ berechneten Emissionen um mehr als die Hälfte über den Ergebnissen von Projekt „Stoffströme“. Am stärksten wirkt sich die Zunahme bei den

Einträgen aus der Erosion aus, die für die Hälfte der berechneten Emissionserhöhung verantwortlich sind (Abbildung 12). Der Pegelabgleich (Vergleich modellierte zu beobachteten Konzentrationen) für die Einzugsgebiete der Traun-Enns Region wird durch die Neuberechnungen schlechter. Generell ist die Traun-Enns Region jenes Gebiet in der die Belastung der Gewässer durch die Modellierung am schlechtesten nachvollzogen werden kann.

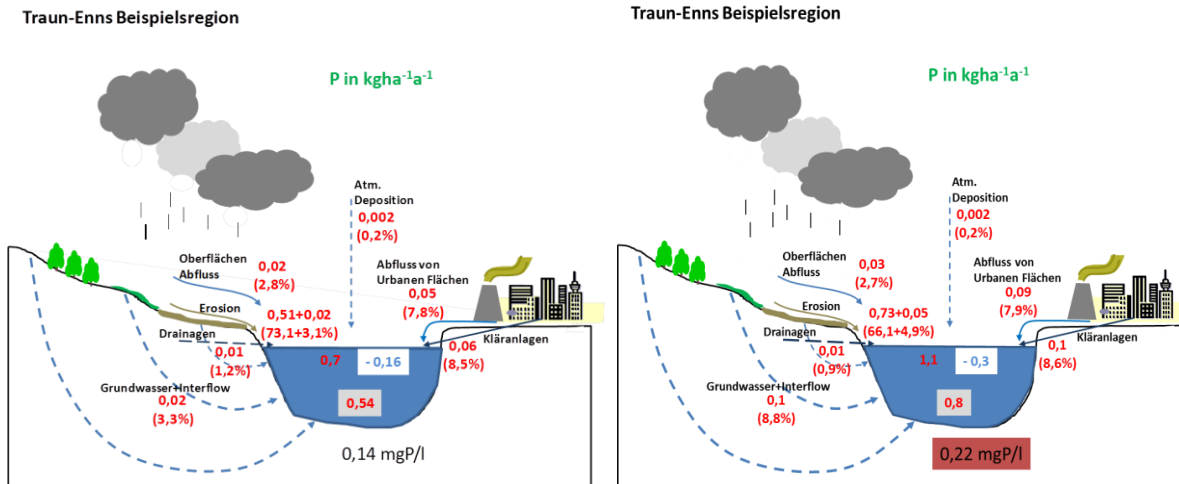


Abbildung 12: P Einträge, Retention und transportierte Fracht [kgP/ha*a] sowie resultierende mittlere Konzentrationen der Gewässer der Beispielsregion Traun-Enns für Projekt „Stoffströme“ (links) im Vergleich zu Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts)

Die berechneten Emissionen in der Beispielregion Innviertel II steigen beim Phosphor durch die neuen Daten im Projekt „Maßnahmenwirkung“ um knapp 10%. Dieser Anstieg ist wesentlich auf eine Erhöhung der Erosion zurück zu führen und wird durch eine Reduktion der Emissionen aus urbanen Flächen etwas gedämpft (Abbildung 13). Für den Pegelabgleich in den Einzugsgebieten der Region Innviertel II wirken sich diese Veränderungen tendenziell positiv aus.

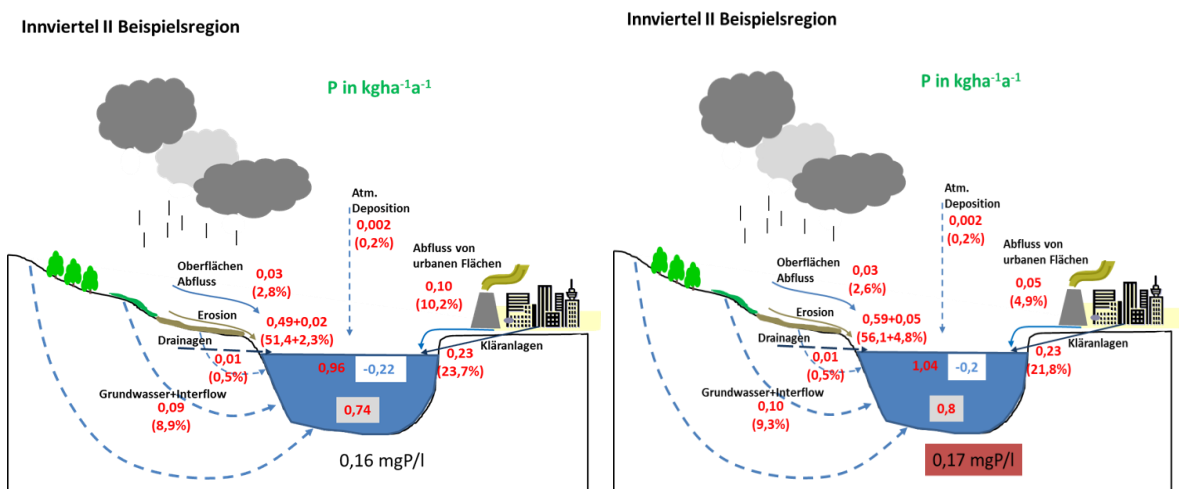


Abbildung 13: P Einträge, Retention und transportierte Fracht [kgP/ha*a] sowie resultierende mittlere Konzentrationen der Gewässer der Beispielsregion Innviertel II für Projekt „Nährstoffströme“ (links) im Vergleich zu Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts)

Auch in der Beispielregion Mühlviertel (abflussarm bzw. Ost) kommt es insgesamt zu einer Erhöhung der Emissionen durch die Neuberechnung. Die Gesamtemissionen steigen um knapp 20%. Dies ist überwiegend auf eine Zunahme des Eintrages über Grundwasser zurück zu führen (Abbildung 14). Insgesamt wird für die Einzugsgebiete dieser Beispielregion der Pegelabgleich deutlich besser. Die gemessenen Konzentrationen und Frachten können durch die aktuelle Modellversion besser erläutert werden als jene, die im Projekt „Stoffströme“ verwendet wurde.

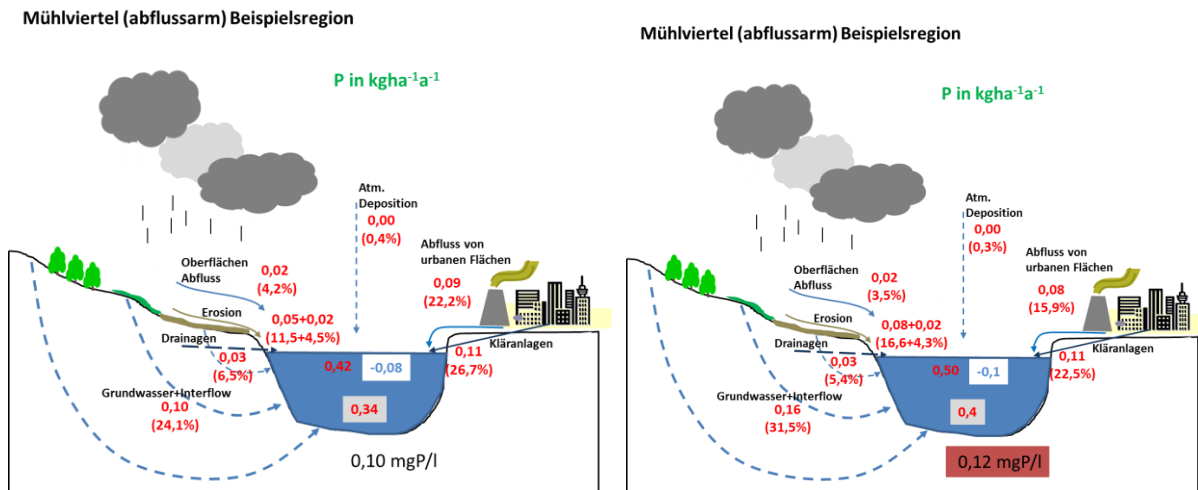


Abbildung 14: P Einträge, Retention und transportierte Fracht [kgP/ha*a] sowie resultierende mittlere Konzentrationen der Gewässer der Beispielsregion Mühlviertel (abflussarm bzw. Ost) für Projekt „Stoffströme“ (links) im Vergleich zu Projekt „Maßnahmenwirkung“ (rechts)

Weitere Änderungen, die sich durch die Neuberechnungen in den Beispielregionen ergeben haben sind in Tabelle 6 und Tabelle 7 zusammengefasst. Änderungen die mehr als 10% des Ausgangswertes betragen, sind farblich gekennzeichnet (grün: Reduktion; rot: Zunahme). Die aktualisierten Bilder aller Beispielregionen werden im Anhang dargestellt.

Tabelle 6: Vergleich der berechneten TN-Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade in den Beispielsregionen für die Projekte „Stoffströme“ und „Maßnahmenwirkung“

TN Beispielsregion	Total	Depositionen	Oberfl. Abfluss	Erosion (lw. Fläche)	Erosion (nat. Fläche)	Drainagen	Grundwasser	Urbane Flächen	Kläranlagen
Traun_Enns [kg/ha/a]	17,1/16,2	0,1/0,1	1,2/1,1	0,7/0,8	0,0/0,0	1,7/1,7	12,6/11,6	0,4/0,4	0,5/0,5
Traun_Enns [%]	100/100,0	0,3/0,4	7,0/7,0	4,2/5,1	0,0/0,0	10,1/10,6	73,5/71,6	2,3/2,5	2,7/2,8
Innviertel I [kg/ha/a]	13,5/15,3	0,1/0,1	1,4/1,4	0,8/0,9	0,0/0,0	1,1/0,9	9,3/11,4	0,5/0,2	0,2/0,2
Innviertel I [%]	100/100,0	0,6/0,5	10,6/8,9	6/5,8	0,0/0,0	8,4/5,8	69,2/74,3	3,3/1,4	1,8/1,6
Innviertel II [kg/ha/a]	14,7/17,8	0,1/0,1	1,3/1,3	0,8/1,0	0,0/0,0	0,7/0,7	9,2/12,6	0,6/0,3	1,8/1,8
Innviertel II [%]	100/100,0	0,5/0,4	9,1/7,2	5,8/5,7	0,0/0,0	4,7/3,8	63,1/71,0	4,2/1,5	12,6/10,3
Mühlviertel (Ablussstark)	9,2/8,9	0,1/0,1	2,0/1,8	0,1/0,2	0,0/0,0	0,2/0,2	5,7/5,7	0,6/0,5	0,5/0,5
Mühlviertel (Ablussstark) [%]	100/100,0	0,8/0,8	21,3/20,5	1,1/1,7	0,0/0,0	2,7/2,8	62,1/63,4	6,5/5,1	5,5/5,7
Mühlviertel (Ablussarm)	10,6/10,2	0,1/0,1	1,0/0,9	0,1/0,2	0,0/0,0	1,6/1,6	6,3/6,0	0,6/0,5	1,0/1,0
Mühlviertel (Ablussarm) [%]	100/100,0	0,6/0,6	9,2/9,0	0,9/1,6	0,0/0,0	14,8/15,4	59,4/58,9	5,7/4,7	9,5/9,9

Tabelle 7: Vergleich der berechneten TP-Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade in den Beispielsregionen für die Projekte „Stoffströme“ und „Maßnahmenwirkung“

TP Beispielsregion	Total	Depositionen	Oberfl. Abfluss	Erosion (lw. Fläche)	Erosion (nat. Fläche)	Drainagen	Grundwasser	Urbane Flächen	Kläranlagen
Traun_Enns [kg/ha/a]	0,7/1,1	0/0,0	0,02/0,03	0,51/0,73	0,02/0,05	0,01/0,01	0,02/0,1	0,05/0,09	0,06/0,1
Traun_Enns [%]	100/100,0	0,2/0,2	2,8/2,7	73,1/66,1	3,1/4,9	1,2/0,9	3,3/8,8	7,8/7,9	8,5/8,6
Innviertel I [kg/ha/a]	0,88/1,0	0/0,0	0,03/0,03	0,61/0,66	0,04/0,08	0,01/0,01	0,09/0,15	0,07/0,06	0,03/0,03
Innviertel I [%]	100/100,0	0,2/0,2	2,9/2,6	69,4/66,8	4,5/7,4	1/0,8	10,8/15,2	8,1/6,3	3,1/2,8
Innviertel II [kg/ha/a]	0,96/1,04	0/0,0	0,03/0,03	0,49/0,59	0,02/0,05	0,01/0,01	0,09/0,10	0,1/0,05	0,23/0,23
Innviertel II [%]	100/100,0	0,2/0,2	2,8/2,6	51,4/56,1	2,3/4,8	0,5/0,5	9,3/9,3	10,2/4,9	23,7/21,8
Mühlviertel (Ablussstark) [kg/ha/a]	0,51/0,48	0/0,0	0,04/0,04	0,03/0,05	0,02/0,02	0,01/0,01	0,23/0,19	0,09/0,07	0,1/0,1
Mühlviertel (Ablussstark) [%]	100/100,0	0,4/0,4	7,6/7,9	6,6/10,8	3,0/3,7	1,3/1,4	44,4/40,5	17,6/15,0	19,1/20,3
Mühlviertel (Ablussarm) [kg/ha/a]	0,42/0,50	0/0,0	0,02/0,02	0,05/0,08	0,02/0,02	0,03/0,03	0,1/0,16	0,09/0,08	0,11/0,11
Mühlviertel (Ablussarm) [%]	100/100,0	0,4/0,3	4,2/3,5	11,5/16,6	4,5/4,3	6,5/5,4	24,1/31,5	22,2/15,9	26,7/22,5

4. Darstellung lokaler Maßnahmen

4.1 Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft

4.1.1 Maßnahmenauswahl

Zur Auswahl der Maßnahmen wurde ein Vorschlag in einem Workshop Vertretern der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft vorgestellt. Folgende Maßnahmen wurden, als Ergebnis des Diskussionsprozesses für eine weitere Bearbeitung zunächst in Betracht gezogen:

- Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung
- Durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung
- Begrünung von Ackerflächen
- Bodenbearbeitungsmaßnahmen zum Schutz vor Bodenabtrag
- Fruchtfolgeauflagen
- Düngebeschränkungen
- Düngung nach Bodenvorrat
- Verlustarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger
- Qualifizierung und Aufzeichnung
- Wirtschaftsdüngermanagement

4.1.2 Beschreibung der Maßnahmen, Annahmen

Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung

Für die Berechnung wurde angenommen, dass eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt. Eine Erhaltung von Grünland war und ist Teil bestimmter ÖPUL Maßnahmen. Weiters sind Grünlandstreifen eine zulässige Variante der Maßnahme Gewässerrandstreifen.

Prinzipiell können die beschriebenen Effekte aber auch durch andere Nutzungsformen als Grünland erzielt werden, wenn die folgenden, in der Berechnung berücksichtigten Bedingungen erfüllt sind:

- durchgehende Bodenbedeckung
- Nutzung des Aufwuchses
- Ausgeglichene N-Bilanz durch entsprechend angepasste Düngung

Durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung

Für die Berechnung wurde eine Ackerstilllegung in Form einer Grünbrache angenommen. Wesentlicher Unterschied zur vorangehend genannten Maßnahme ist, dass der Aufwuchs nicht genutzt wird. Im derzeitigen ÖPUL findet sich diese Maßnahme einerseits als „Bewirtschaftung besonders auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“ wieder, andererseits als Gewässerrandstreifenmaßnahme.

Begrünung von Ackerflächen

Es wurden die derzeitigen Begrünungsvarianten des ÖPUL angenommen: A1, A, B, C, D. Die Varianten C1 und D1 wurden wie C und D behandelt.

Tabelle 8: Begrünungsvarianten im ÖPUL - Begrünungszeiträume

Variante	Anlage bis	Belassen bis
A1	31.7.	15.10.
A	20.8.	15.11
B	20.9.	1.3.
C und C1	15.10.	1.3.
D und D1	31.8.	1.3.

Bodenbearbeitungsmaßnahmen zum Schutz vor Bodenabtrag

Für Ackerflächen wurde die Maßnahme „Mulch- und Direktsaat“ wie im derzeitigen ÖPUL gefördert, angenommen. Nach einer Begrünung entsprechend den Varianten B, C oder D kann die darauffolgende Hauptkultur mit Mulch- oder Direktsaatverfahren angebaut werden.

Erosionsschutzmaßnahmen bei Dauerkulturen wurden zwar bei der Berechnung des Bodenabtrags in jenem Umfang berücksichtigt, in dem sie im Jahr 2007 im Rahmen des ÖPUL tatsächlich umgesetzt wurden, auf Grund des geringen in Frage kommenden Flächenausmaßes wurden jedoch Auswirkungen einer höheren oder geringeren Teilnahme an dieser Maßnahme nicht bewertet.

Fruchtfolgeauflagen

Der Anteil bestimmter Ackerkulturen wurde variiert. Ausgangspunkt der Beschränkung bestimmter Kulturen waren ihre unterschiedliche Erosionsförderung (bzw. –hemmung) im Hinblick auf eine P-Verfrachtung in Oberflächengewässer oder ein unterschiedliches Risiko eines N-Überschusses im Hinblick auf eine Nitratverfrachtung ins Grundwassers. Im Hinblick auf den Oberflächengewässerschutz wurde im Besonderen angenommen, dass in niederschlagsreicheren Gebieten in einem gewissen Umfang Klee gras an Stelle von Silomais angebaut wird, in trockeneren Regionen Weizen an Stelle von Körnermais bzw. CCM (Corn-Cob-Mix). Fruchtfolgeauflagen waren und sind zwar Teil bestimmter ÖPUL Maßnahmen, allerdings nicht in der hier beschriebenen Ausrichtung.

Düngebeschränkungen

Die Maßnahme wurde als eine Beschränkung der Düngung für Ackerkulturen auf die Höhe, die gemäß Richtlinien für die sachgerechte Düngung für eine mittlere Ertragslage gilt, definiert. In vergleichbarer Form war sie in der vorangehenden Periode des ÖPUL als Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel enthalten.

Düngung nach Bodenvorrat

Es wurde angenommen, dass folgende Ackerkulturen nach der Bestimmung des Vorrats an verfügbaren Stickstoff im Boden (N_{\min} Sollwertmethode) gedüngt werden:

- Mais
- Weizen
- Gerste
- Triticale und Roggen
- Kartoffel
- Raps

Verlustarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Es wurde die Maßnahme wie im derzeitigen ÖPUL angenommen. Zusätzlich wurde jedoch die Bedingung eingeführt, dass der vermiedene gasförmige N-Verlust bei der Düngung berücksichtigt wird, also der Düngeraufwand entsprechend reduziert wird. Dies ist nicht Teil der ÖPUL Maßnahme.

Qualifizierung und Aufzeichnung

Die Maßnahme wurde in ihrer Wirkung so bewertet, dass sie eine unabdingbare Voraussetzung dafür darstellt, dass die in den anderen Maßnahmen angenommenen, emissionsreduzierenden Wirkungen auch tatsächlich erzielt werden. Das durch Qualifizierungs- und Aufzeichnungsmaßnahmen zu erzielende Umsetzungsniveau ist bei den einzelnen Maßnahmen qualitativ beschrieben oder implizit enthalten. Also zum Beispiel eine korrekte Düngebemessung bei der Maßnahme „Düngebeschränkung“, eine flächendeckende, zeitgerecht angelegte Begrünung bei der Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“, etc..

Annahmen zur Wirkung einzelner Maßnahmen, die mangels Qualifizierung und Aufzeichnung nicht sachgerecht umgesetzt werden, konnten nicht getroffen werden.

Wirtschaftsdüngermanagement

Die Maßnahme besteht aus einer Erhöhung des Wirtschaftsdüngerlagerraums auf ein festgelegtes Mindestausmaß, bezogen auf den jährlichen Wirtschaftsdüngeranfall. Da Grundlagenarbeiten dazu derzeit in einem anderen Auftrag vom Amt der OÖ Landesregierung noch im Gange sind, soll diese Maßnahme erst in einem folgenden Projekt mit dem Kurztitel „Maßnahmenstrategie“ bewertet werden.

4.1.3 Bewertung der Maßnahmenwirkung

Generelle Vorgangsweise

Prinzipiell wurde zur Bewertung der Maßnahmenwirkung, wo immer das möglich war, von Berechnungsergebnissen der verwendeten Modelle ausgegangen. Wo dies nicht sinnvoll oder möglich war, wurden Emissionsminderungsfaktoren verwendet. Als Beispiel für den ersten Fall liefert das Erosionsmodell für Ackerschläge, die mit verschiedenen Kulturen bestellt sind, unterschiedliche Bodenabträge, die zusätzlich gebietsspezifisch, je nach lokaler Hanggeometrie oder Niederschlagsintensität variieren können. Die so erhaltenen Ergebnisse wurden anhand der im Maßnahmenkatalog gem. WRG § 55e (3) - Bereich diffuse Einträge aus der Landwirtschaft (wpa und BAW, 2007) dargestellten Maßnahmenwirkung verglichen, die dort in 25% breiten Klassen angegeben ist. Die regionale Differenzierung erfolgte bis auf Ebene der Katastralgemeinden.

Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung

Grundwasser (Stickstoff)

Die Stickstoffbilanzen von Ackerschlägen wurden mit jenen von Grünlandschlägen verglichen. Die Wirkung der Maßnahme entspricht somit der Differenz der Bilanzergebnisse von Ackerschlägen und Grünlandschlägen. Als Grundlage wurden die Bilanzierungsergebnisse aus dem Projekt „Nährstoffströme“ herangezogen.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Der Bodenabtrag von Ackerflächen unterschiedlicher Neigung wurde mit jenem von Grünlandflächen verglichen. Die Hangneigung wurde dazu in folgende Klassen eingeteilt: 0-1%, 1-2%, 2-4%, 4-8% und >8%. Die Grundlagen zur Berechnung des Bodenabtrags sind in Kapitel 2.7 beschrieben.

Dort wo die Maßnahme nicht zur Emissionsverminderung sondern zum Immissionschutz eingesetzt wird (Gewässerrandstreifen), wurde von einer 90%-igen Reduktion der Einträge bei einer Randstreifenbreite von 30m bis 50m ausgegangen. Grundlage dafür stellen die Ergebnisse der Studie GERAST – Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern dar (wpa et al, 2009), die unter anderem auf Untersuchungen in Oberösterreich basiert.

Durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung

Grundwasser (Stickstoff)

Die Stickstoffbilanzen von Grünbracheschlägen wurden mit jenen von Grünlandschlägen verglichen. Die Wirkung der Maßnahme entspricht somit der Differenz der Bilanzergebnisse von Grünbrachen und sonstigen Ackerschlägen. Als Grundlage wurden die Bilanzierungsergebnisse aus dem Projekt „Nährstoffströme“ herangezogen.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Die Bewertung erfolgte in derselben Weise wie bei der Maßnahme „Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung“. Grünbracheschlägen wurde dieselbe Schutzwirkung wie Grünlandschlägen beigemessen.

Begrünung von Ackerflächen

Grundwasser (Stickstoff)

In einer Evaluierung der ÖPUL Maßnahme „Begrünung“ im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft wurde die Wirkung der Begrünung auf die Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser untersucht (wpa und BAW, 2003).

Dabei konnte für den Zentralraum Oberösterreichs eine Reduktion der Auswaschung von 25 kgN/ha und Jahr auf 19,6 kgN/ha und Jahr ermittelt werden. Für das aktuelle Projekt wurde daher ein fixer Faktor für die Emissionsminderung von 20% angesetzt.

Die Wirkung bezieht sich ausschließlich auf Begrünungsvarianten auf denen tatsächlich begrünt wurde und nicht auf fördertechnische Begrünungen.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Der Bodenabtrag von begrünter Schlägen wurde mit jenem unbegrünter Schläge für Schläge unterschiedlicher Hangneigung verglichen. Die Hangneigung wurde dazu in folgende Klassen eingeteilt: 0-1%, 1-2%, 2-4%, 4-8% und >8%. Die Grundlagen zur Berechnung des Bodenabtrags sind in Kapitel 2.7 beschrieben.

Bodenbearbeitungsmaßnahmen zum Schutz vor Bodenabtrag

Grundwasser (Stickstoff)

Eine erhebliche Wirkung für den Grundwasserschutz ist nicht zu erwarten und wurde daher auch nicht bewertet.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Der Bodenabtrag von Ackerschlägen, auf denen eine reduzierte Bodenbearbeitung nach einer Begrünung erfolgte, wurde mit anderen Ackerschlägen verglichen. Auch hier wurde die Hangneigung in derselben Weise wie bei den anderen Maßnahmen berücksichtigt und der Bodenabtrag auf derselben Grundlage berechnet.

Fruchtfolgeauflagen

Grundwasser (Stickstoff)

Die Stickstoffbilanzen unterschiedlicher Ackerkulturpflanzen wurden auf Basis der Ergebnisse aus Projekt „Nährstoffströme“ verglichen. Die Ergebnisse erwiesen sich aber für eine weitere Verwendung als ungeeignet, so dass diese Maßnahme nicht in MONERIS implementiert wurde.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Der Bodenabtrag von Ackerschlägen mit unterschiedlichen Kulturen wurde verglichen. Die Hangneigung wurde in derselben Weise wie bei den anderen Maßnahmen berücksichtigt und der Bodenabtrag auf derselben Grundlage berechnet.

Düngebeschränkungen

Grundwasser (Stickstoff)

Es wurde angenommen, dass Ackerschläge generell nur entsprechend einer mittleren Ertragslage mit Stickstoff gedüngt werden und die N-Bilanz entsprechend dieser Annahme nach derselben Methode wie in vorausgegangenem Projekt erneut berechnet. Das Ergebnis wurde mit dem Bilanzergebnis aus dem Projekt „Nährstoffströme“ verglichen. Die Berechnung wurde für die Jahre 2002, 2003 und 2004 durchgeführt, da diese den Bereich möglicher Erträge im Zeitraum 2001 bis 2007 weitgehend abdecken. Das Jahr 2005 wurde bewusst ausgespart, da in diesem Jahr überdurchschnittliche Erträge auftraten, die mit einer reduzierten Düngung möglicherweise nicht zu erzielen gewesen wären und es daher zu einer Überschätzung der Wirkung gekommen wäre.

Oberflächengewässer (Phosphor)

Da eine Änderung des P-Vorrats im Oberboden durch eine Düngebeschränkung nur sehr langfristig eine Auswirkung auf die P-Befruchtung von Oberflächengewässern hätte, wurde die Maßnahme nicht bewertet.

Düngung nach Bodenvorrat

Grundwasser (Stickstoff)

Es wurde angenommen, dass die Menge des eingesetzten N-Düngers als Folge einer Empfehlung, die auf dem aktuell gemessenen Bodenvorrat basiert (N_{\min} Sollwertmethode), angepasst wird. Zur Bewertung der Wirkung wurden Daten ausgewertet, die von Untersuchungen stammen, die wpa begleitend zur Anwendung der N_{\min} Sollwertmethode in Oberösterreich und Niederösterreich durchgeführt hat. Dies ergab, dass eine Reduktion des Stickstoffdüngereinsatzes um durchschnittlich 10 bis 15 kg N/ha ohne Rückgang des Ertrags möglich ist, bei Böden, die regelmäßig mit Wirtschaftsdünger gedüngt werden um zusätzliche 10 bis 15 kg N/ha. Die höhere Einsparungsmöglichkeit auf den Wirtschaftsdüngerflächen kann damit erklärt werden, dass in diesem Fall die Mineralisierung des organischen N von der N_{\min} Sollwertmethode erfasst wird und sich in einer weiter reduzierten Empfehlung widerspiegelt. Eine reduzierte Düngung ohne Auswirkung auf den Ertrag wirkt sich unmittelbar auf die N-Bilanz aus (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Verminderung der N-Bilanz durch Anpassung der Düngung an den Bodenvorrat

Kultur	Mineralisch gedüngter Boden (kg N/ha)	Mit Wirtschaftsdünger gedüngter Boden (kg N/ha)
Mais	15	30
Weizen	15	30
Wintergerste	15	30
Sommergerste	10	20
Triticale	10	20
Raps	10	20
Kartoffel	10	20

Oberflächengewässer (Phosphor)

Da eine Änderung des P-Vorrats im Oberboden durch dessen Berücksichtigung bei der Düngung nur sehr langfristig eine Auswirkung auf die P-Befruchtung von Oberflächengewässern hätte, wurde die Maßnahme nicht bewertet.

Verlustarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Grundwasser (Stickstoff)

Es wurde die Annahme getroffen, dass die vermiedenen gasförmigen N-Verluste durch eine Reduktion der eingesetzten Düngemenge berücksichtigt werden und sich damit die N-Bilanz um diesen Betrag reduziert. Die Höhe der gasförmigen Verluste bei der Ausbringung wurde als Differenz zwischen dem N im Wirtschaftsdünger nach Abzug der Stall- und Lagerverluste und dem feldfallenden N berechnet. Als Zahlengrundlage wurden die Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 6. Auflage, herangezogen.

4.1.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnungen wurden für jede der im Einzugsgebiet liegenden Katastralgemeinden als Grundlage für den weiteren N- und P Transport mit dem MONERIS Modell verwendet. Sie stellen somit Zwischenergebnisse dar. Eine Auswahl davon wird in aggregierter Form hier wiedergegeben:

Grundwasserschutz

Maßnahmen zum Grundwasserschutz zielen auf eine Verminderung der N-Emissionen ab. Ein möglicher Weg dazu besteht in einer Verminderung der N-Überschüsse. Abbildung 15 zeigt als Grundlage die Ergebnisse der N-Bilanz aus dem Projekt „Nährstoffströme“. Diese enthält folgende Teile:

- Bilanz aus der bemessenen Düngemenge: jahreswirksame N-Düngemenge (basierend auf einer Ertragseinschätzung durch den Landwirt) abzüglich des N-Entzugs mit der Ernte zuzüglich atmosphärischer Einträge aus dem Ferntransport und nicht symbiontischer Luftstickstofffixierung („Düngem. + N₂“)
- Nährstoffüberschuss aus der Tierhaltung: falls in einer Katastralgemeinde die Höhe des jahreswirksamen N aus der Tierhaltung den Wert der bemessenen Düngemenge übersteigt („Überschuss Tierh.“)
- Die bei der Düngung nicht bewerteten N-Fractionen im Wirtschaftsdünger (WD): Differenz zwischen feldfallendem N und jahreswirksamen N („WD nicht bewertet“)
- Die gasförmigen N-Anteile des Wirtschaftsdüngers: die bei der Ausbringung verloren gehen, von denen jedoch im Rahmen der Berechnungen angenommen wurde, dass sie im Nahbereich wieder wirksam werden und daher bei der N-Bilanz auf Ebene von Einzugsgebieten zu berücksichtigen sind; sie wurden aus der Differenz aus dem N nach Abzug der Stall- und Lagerverluste und dem feldfallenden N berechnet („gasf. Ausbringung“)
- Nicht in die Bilanz gehen die gasförmigen N-Verluste aus dem Stall oder dem Lager ein: von denen angenommen wurde, dass sie in den Ferntransport gehen; sie wurden jedoch in Abbildung 15 zur Information mit dargestellt

Ob diese Annahme zu revidieren ist und daher von Maßnahmen zur Reduktion dieser N-Verluste ein Beitrag zu einer Verminderung der Nitratbelastung erwartet werden kann, soll in einem nachfolgenden Projekt mit dem Kurztitel „Maßnahmenstrategie“ untersucht werden.

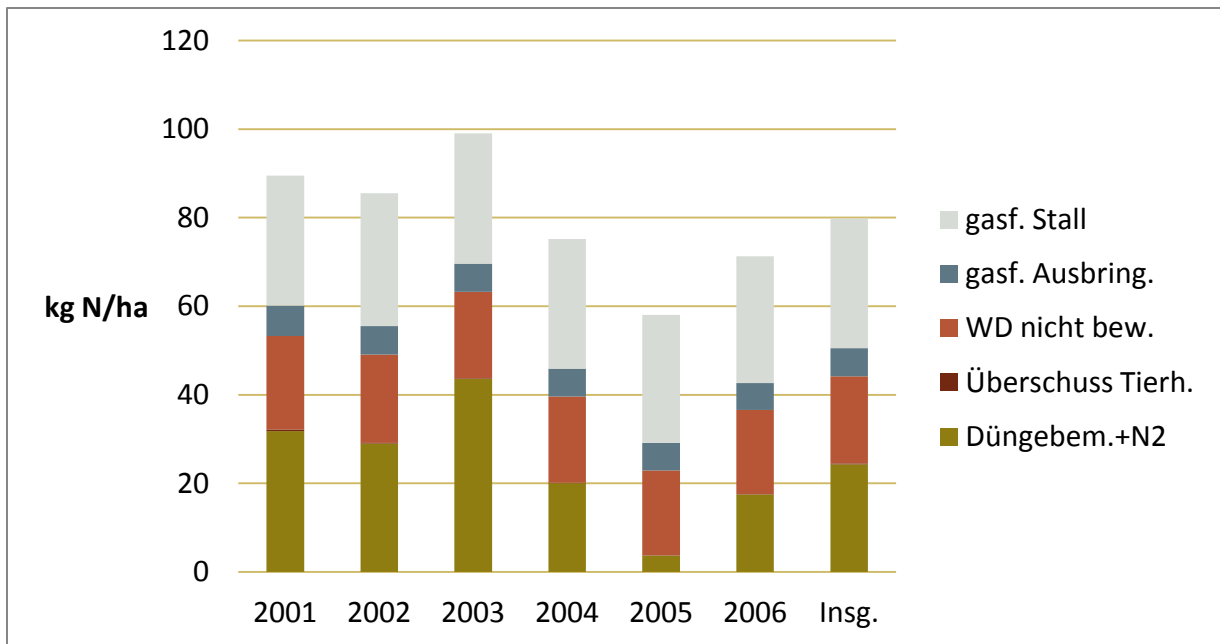


Abbildung 15: N-Bilanz (gesamtes Untersuchungsgebiet) von 2001-2006

Durchgehende Bodenbedeckung

Für eine durchgehende Bodenbedeckung (Grünland) mit gleichzeitiger Nutzung (einschließlich dazugehöriger Düngung) ergeben die Berechnungen eine Verminderung der durchschnittlichen N-Bilanz auf 38 kg N/ha gegenüber 64 kg N/ha von Ackerland. Grünbrachen ergeben eine Verminderung auf 25 kg N/ha (Abbildung 16).

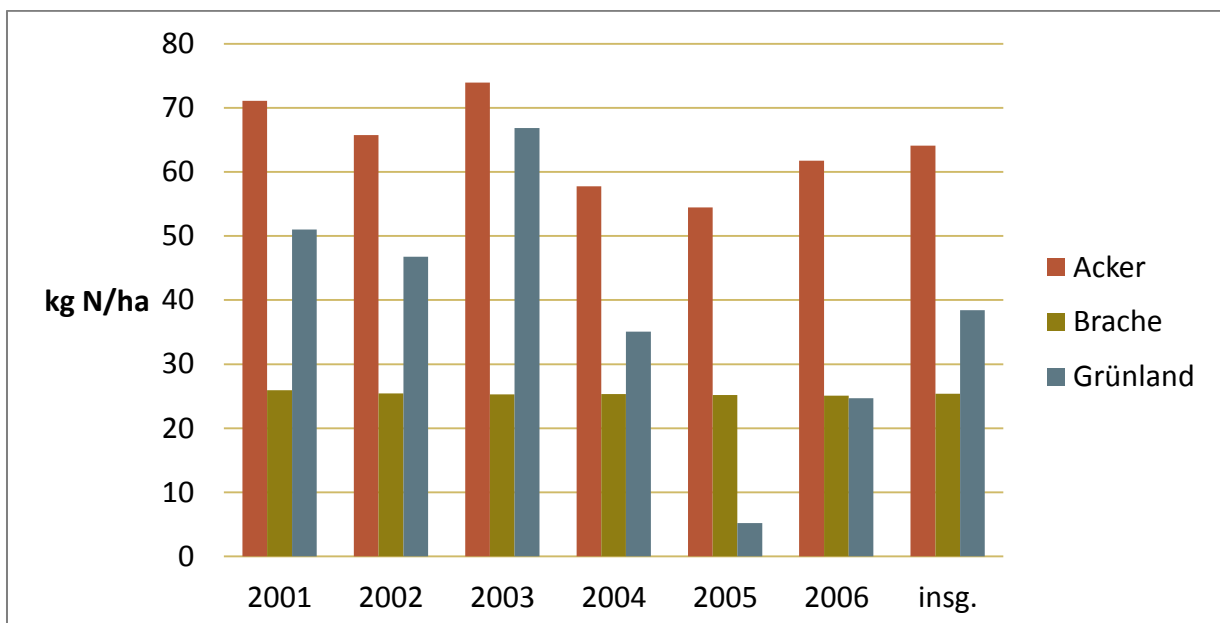


Abbildung 16: N-Bilanz von Acker im Vergleich zu Grünland oder Grünbrache

Düngebeschränkungen

Eine Beschränkung der Düngehöhe auf das Niveau einer mittleren Ertragslage gegenüber einer Einschätzung der Ertragsmöglichkeiten durch den Landwirt würde

die N-Bilanz von Ackerflächen im Durchschnitt um ca. 10 kg N/ha vermindern. Die Grundlagen der Düngebemessung auf Basis einer Ertragseinschätzung sind im Bericht des Projektes „Nährstoffströme“ beschrieben.

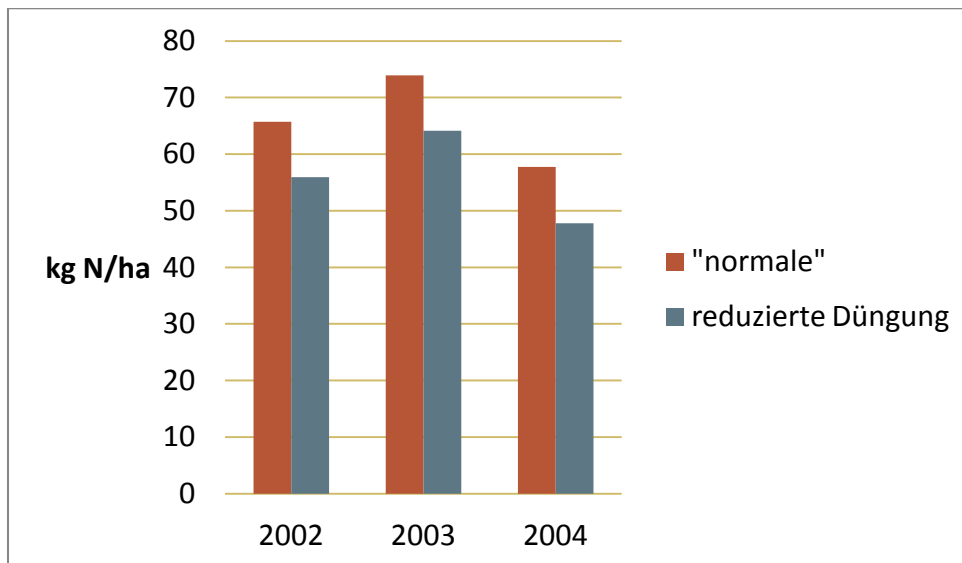


Abbildung 17: N-Bilanzen von Ackerböden bei Düngung nach Ertragseinschätzung durch Landwirten („normale“) im Vergleich zu einer Düngung für mittlere Ertragslage („reduzierte Düngung“)

Oberflächengewässerschutz

Durchgehende Bodenbedeckung

Eine durchgehende Bodenbedeckung würde generell den Bodenabtrag gegenüber einer Ackernutzung (ohne weitere Schutzmaßnahmen wie Begrünungen etc.) sehr stark reduzieren. Das größte Reduktionspotenzial besteht auf steilen Hängen (Abbildung 18). Die Maßnahme dort zu konzentrieren wäre somit kosteneffizient.

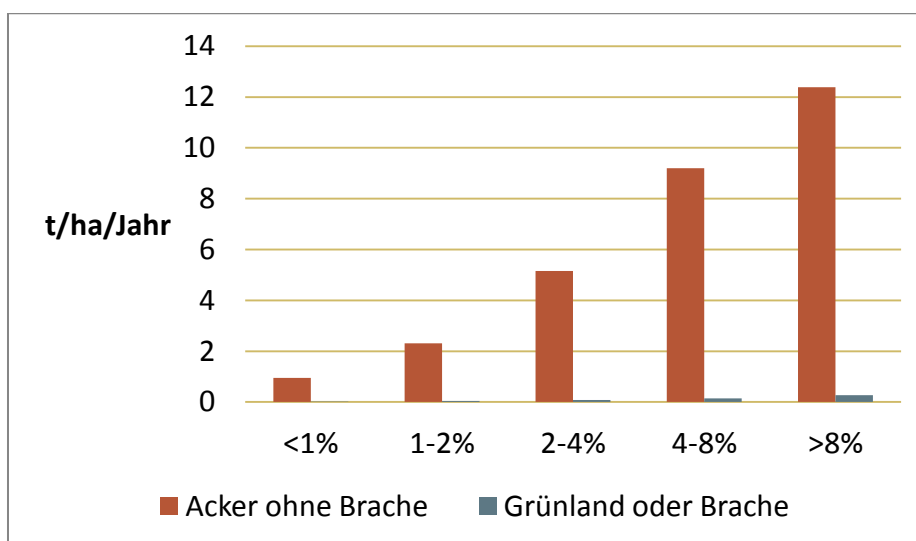


Abbildung 18: Bodenabtrag bei unterschiedlicher Nutzungsform und unterschiedlicher Hangneigung

Fruchtfolgeauflagen

Ein Anbau von Winterweizen an Stelle von Körnermais bzw. von Klee gras an Stelle von Silomais (je nach klimatischen Bedingungen) würde insbesondere auf steileren Hängen zu einer erheblichen Verminderung des Bodenabtrags führen (Abbildung 19).

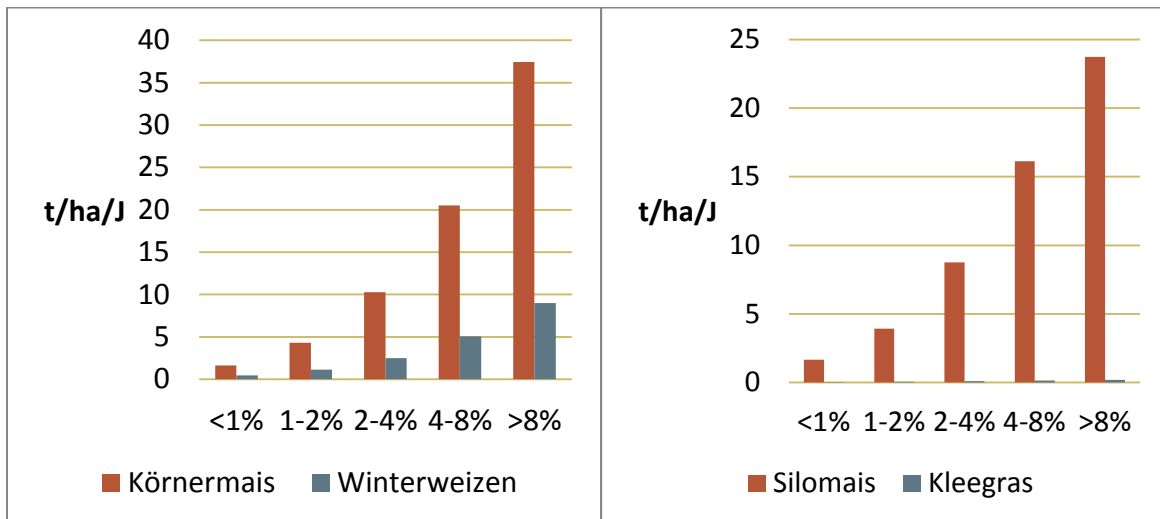


Abbildung 19: Bodenabtrag bei unterschiedlicher Form der Ackernutzung und unterschiedlicher Hangneigung

Begrünung und Bodenbearbeitungsmaßnahmen

Diese Maßnahmen leisten bereits jetzt einen erheblichen Beitrag zur Reduktion des Bodenabtrags und damit der P-Emissionen. Das Potenzial für weitere Steigerungen ist daher begrenzt. Bei der Interpretation der in Abbildung 20 dargestellten Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass im Unterschied zu vorangegangenen Darstellungen der Maßnahmenwirkung der tatsächliche Umsetzungsgrad berücksichtigt wurde.

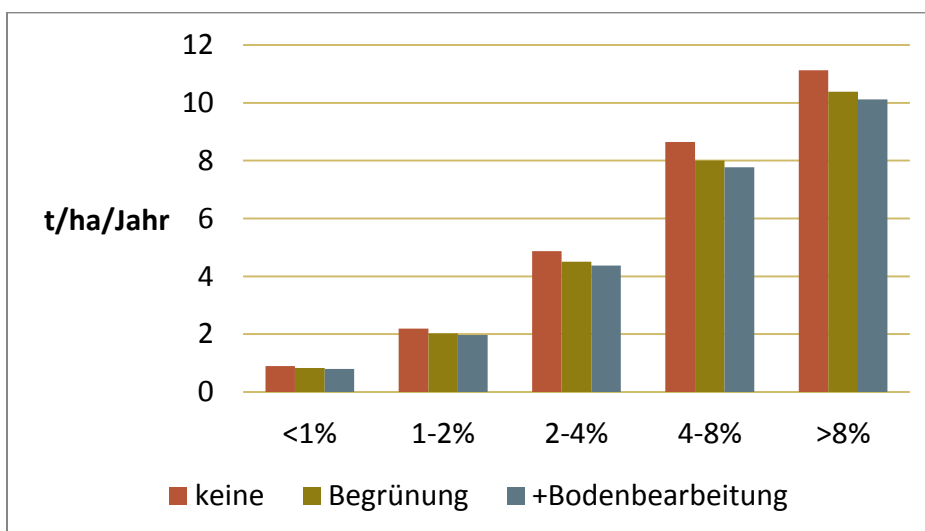


Abbildung 20: Verminderung des Bodenabtrags durch Begrünung und Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf Hängen unterschiedlicher Neigung

Zusammenfassend kann zu den hier beispielhaft dargestellten Maßnahmen festgehalten werden, dass jene mit einer hohen Wirkung (wie Grünland statt Ackerland oder Stilllegung von Ackerflächen) zum Teil nur ein beschränktes Umsetzungspotenzial haben und daher gezielt auf sensible Bereiche konzentriert werden müssten. Maßnahmen mit einer mittleren Wirkung wie Fruchtfolgeauflagen zur Erosionsminderung oder Düngebeschränkungen würden einen geringeren Eingriff in die Wirtschaftsweise darstellen, so dass eine großflächige Umsetzung denkbar wäre. Die Begrünungsmaßnahme wird bereits jetzt in großem Umfang umgesetzt und entfaltet ihre Wirksamkeit vor allem durch die hohe Akzeptanz.

4.2 Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft

Neben der Landwirtschaft ist die Siedlungswasserwirtschaft der zweite große Herkunftsbereich für Nährstoffemissionen in die Fließgewässer Oberösterreichs. In MONERIS werden die Eintragspfade

- Punkteinleitungen (kommunal und industrielle Kläranlagen)
- Mischwasserentlastung
- Regenwasserkanäle und
- Emissionen von nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossene Bevölkerung

unterschieden und getrennt quantifiziert.

Die Abschätzung von Maßnahmenwirksamkeiten kann daher bei diesen Emissionspfaden ansetzen. Damit besteht grundsätzlich die Möglichkeit die Wirksamkeit folgender Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft quantitativ darzustellen:

- erhöhte Anforderungen an die Nährstoffentfernung bei kommunalen Kläranlagen
- erhöhte Anforderungen bei industriellen Kläranlagen
- Weitergehende Mischwasserbehandlung (z.B. Ausbau der Mischwasserrückhaltebecken)
- Regenwasserbehandlung
- Erhöhung des Anschlussgrades an die öffentliche Kanalisation

Da von den betrachteten Eintragspfaden lediglich jener über Punkteinleitungen über lokale Einflüsse hinaus einen relevanten Beitrag zu den Nährstoffemissionen aufweist und zudem Daten über den tatsächlichen Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung bzw. über den Verbleib des Abwassers der nicht angeschlossenen Bevölkerung fehlen, wurde vorerst lediglich die quantitative Darstellung der Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Punktquellen umgesetzt. Vergleicht man die Emissionen Oberösterreichs aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern so betragen die Gesamtstickstoff (TN) Einleitungen aus industriellen Direkteinleitungen etwa die Hälfte der Emissionen über Punkteinleitungen. Beim Gesamtphosphor (TP) ist es etwa ein Drittel. Allerdings finden relevante industrielle Direkteinleitungen ausschließlich in die Gewässer Donau, Traun und Ager statt, womit dieser Eintragspfad für die meisten Oberösterreichischen Gewässer von geringer Bedeutung ist. Der Focus bei der Betrachtung von Maßnahmenwirksamkeiten wurde in diesem ersten Schritt daher bei den kommunalen Einleitungen gesetzt.

Für eine erste Quantifizierung der Wirksamkeit von Maßnahmen auf Gewässerfrachten und Konzentrationen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Alle kommunale Kläranlagen werden auf eine N Entfernung > 85 % ausgelegt
- Es wird angenommen, dass in diesem Fall im Mittel eine Ablaufkonzentration von 5 mg/l eingehalten wird
- Die N-Emissionsfrachten der industriellen Direkteinleiter wurden unverändert belassen, da eine generelle Angabe von Reduktionszielen nicht zielführend erscheint. Zudem spielen industrielle Einleiter für die Vielzahl der Oberösterreichischen Gewässer keine wesentliche Rolle. Lediglich in Donau und Traun werden größere Stickstofffrachten emittiert

Es soll dabei jedoch erwähnt werden, dass Annahmen für die Reduktion der Stickstoffemissionen bei kommunalen Anlagen in der Praxis nicht ohne weiteres zu erreichen sein werden, da entsprechende Stickstoffentfernungsraten in der Regel nicht ohne externe Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation erreicht werden können. Dieses Szenario stellt damit einen Extremfall dar, der lediglich geeignet ist, ein theoretisches Reduktionspotential aus dem Bereich der kommunalen Punkteinleitungen aufzuzeigen.

Erste Szenarienberechnungen für Phosphor gehen von folgenden Annahmen für die Punkteinleitungen aus:

- Der Grenzwert für die P-Entfernung wird auf allen Kläranlagen mit 0,5 mgTP/l festgelegt
- Im Mittel wird für die kommunalen Anlagen mit einem Ablaufwert von 0,4 mgTP/l gerechnet
- Die P-Emissionsfrachten der industriellen Direkteinleiter wurden unverändert belassen, da eine generelle Angabe von Reduktionspotentialen nicht zielführend erscheint. Zudem spielen industrielle Einleiter für die Vielzahl der Oberösterreichischen Gewässer keine wesentliche Rolle. Lediglich in Donau und Traun werden größere Phosphorfrachten emittiert

Im Gegensatz zu dem Stickstoffszenario erscheint die Einhaltung von Ablaufgrenzwerte für Phosphor von 0,5 mg/l deutlich leichter umsetzbar. Dies wird in vielen Fällen durch eine optimierte Phosphorfällung möglich sein. Für detailliertere Betrachtungen können in weitere Folge auch industrielle Punkteinleiter, sowie unterschiedliche Größenklassen von kommunalen Kläranlagen getrennt betrachtet werden bzw. bei den angesetzten Ablaufgrenzwerten differenzierter vorgegangen werden.

5. Implementierung der Maßnahmen in MONERIS

5.1 Methodische Vorgangsweise

Die Berechnung von Maßnahmenwirksamkeit auf (Teil-) Einzugsgebietsebene mit MONERIS baut auf der Berechnung der lokalen Maßnahmenwirksamkeiten auf, welche in Kapitel 4 näher erläutert wurden. Für die Quantifizierung der Wirksamkeiten von Maßnahmen in der Landwirtschaft wurde im Zuge der Bearbeitung von Kapitel 4 erhoben mit welchen Nährstoffüberschüssen bzw. welchem Bodenabtrag in Abhängigkeit von Nutzungsarten, Bewirtschaftung bzw. Hangneigungen in den einzelnen Katastralgemeinden zu rechnen ist. Auf diese Weise kann dargestellt werden, wie sich der Überschuss oder Bodenabtrag bei Landnutzungsänderungen (z.B. bei einer Umwandlung von Ackerland in Grünland) unter den Bedingungen in der jeweiligen Katastralgemeinde auswirken würde.

Für eine Umsetzung dieser Information in eine Maßnahmenevaluierung auf Teileinzugsgebietsebene mit MONERIS wurden in einem ersten Schritt die Informationen von den Katastralgemeinden auf die Teileinzugsgebietsebene aggregiert. Weiters war es erforderlich, das Ausmaß, in dem eine Maßnahme umgesetzt wird, festzulegen. Dies bedeutet z.B. die Festlegung in welchem Ausmaß und wo Acker in Grünland umwandelt wird, welche Fruchtfolgeauflagen angenommen werden oder in welchem Umfang Düngebeschränkungen eingesetzt werden. Ist dies geschehen, können durch aggregieren der Überschüsse und des Bodenabtrages auf allen landwirtschaftlichen Flächen eines Teileinzugsgebietes der geänderte Überschuss und Bodenabtrag für das gesamte Teileinzugsgebiet berechnet und als neuer Eingangsparameter in die MONERIS Berechnung aufgenommen werden.

Im Falle der Wirkung von Gewässerrandstreifen wurde als direkte Auswirkung auf den Bodeneintrag in die Gewässer eine Reduktion von 90% angesetzt. In der Siedlungswasserwirtschaft wurden mittlere Ablaufkonzentrationen für die kommunalen Kläranlagen angenommen und diese mit Hilfe der Ablaufwassermengen der Kläranlagen auf Emissionsfrachten hochgerechnet. Für einen ersten Test der Implementierung von lokalen Maßnahmenwirksamkeiten in MONERIS, wurde folgender Umfang der Umsetzung von Maßnahmen angesetzt:

Maßnahmen zur Reduktion der Phosphoremissionen:

Szenario P1a: Durchgehende Bodenbedeckung (7%)

Es wurde für alle Teileinzugsgebiete eine Umwandlung von 7% des derzeitigen Ackers in Grünland angenommen bzw. in eine (in der Wirkung gleichzuhaltenden) Grünbrache. Der gewählte Prozentsatz entspricht damit der zum Zeitpunkt der Bearbeitung laufenden Diskussion über zukünftige Agrarförderungen und Agrarumweltprogramme, wo Stilllegungen in vergleichbarem Umfang verpflichtend werden könnten. Für 7% der Flächen wird in diesem Szenario anstelle des Bodenabtrages für Acker jener für Grünland bzw. einer Grünbrache angenommen, wobei die umgewandelten Flächen gleichmäßig auf alle Hangneigungsklassen verteilt sind.

Szenario P1b: Durchgehende Bodenbedeckung (7% auf steilen Hängen)

Es wurde für alle Teileinzugsgebiete eine Umwandlung von 7% des derzeitigen Ackers in Grünland bzw. eine Grünbrache angenommen. Dabei wurde festgelegt, dass diese Umwandlung vorzugsweise auf den steilen Hängen stattfindet. Auf diesen Flächen wird im Szenario für jedes Teileinzugsgebiet der aus der Hangneigung resultierende Bodenabtrag für Acker durch jenen für Grünland ersetzt.

Szenario P1c: Durchgehende Bodenbedeckung (7% eintragsrelevant)

Wiederum wurde für alle Teileinzugsgebiete eine Umwandlung von 7% des derzeitigen Ackers in Grünland bzw. eine Grünbrache angenommen. Diesem Szenario liegt jedoch die Annahme zugrunde, dass es sich bei diesen 7% um jene Ackerfläche handelt, welche für den Bodeneintrag in die Fließgewässer relevant sind. Für die Berechnung in MONERIS wurden daher durchgehend anstelle der Bodenabtragszahlen für Ackerland jene für Grünland verwendet.

Szenario P2: Durchgehende Bodenbedeckung (Gewässerrandstreifen 30-50 m)

Diesem Szenario liegt die Annahme einer Einführung von Gewässerrandstreifen mit 30 bis 50 m Breite zugrunde. Es wurde davon ausgegangen, dass diese Maßnahme flächendeckend realisiert wird. Zur Umsetzung in MONERIS wurde angenommen, dass durch diese Maßnahme der Bodeneintrag in die Gewässer generell um 90% reduziert werden kann.

Szenario P3/4o: ohne Begrünung und Bodenbearbeitung von Acker

Es wurde angenommen, dass auf jenen Ackerflächen, auf denen zurzeit eine Winterbegrünung stattfindet, diese nicht umgesetzt wird. Das Gleiche gilt für jene Flächen, auf denen derzeit Bodenbearbeitungsmaßnahmen zum Schutze vor Bodenabtrag durchgeführt werden. Im Jahr 2007, das Basis der durchgeführten Berechnungen war, waren 35% der Ackerfläche Oberösterreichs begrünt, auf 11% der Ackerfläche wurde die darauffolgende Kultur im Mulch- oder Direktsaatverfahren angebaut. Unter der Annahme, dass diese Fläche nicht begrünt ist bzw. keine Mulch- oder Direktsaatmaßnahme umgesetzt werden steigt dort der Bodenabtrag und es kommt insgesamt zu einer Erhöhung der Phosphoremissionen.

Szenario N3/4m: maximale Begrünung von Acker

Es wurde angenommen, dass auf 50% der Flächen eine Winterbegrünung angelegt wird, wobei von derselben prozentuellen Aufteilung der einzelnen Varianten wie bisher ausgegangen wurde. In einigen Teilen Oberösterreichs wird im laufenden ÖPUL eine Begrünung bereits jetzt bis zu diesem Umfang gefördert. Bei den Varianten B, C, C1, D oder D1 wurde außerdem davon ausgegangen, dass im Anschluss stets im Mulch- oder Direktsaatverfahren angebaut wird. Damit steigt der Anteil der Fläche mit Mulch- und Direktsaat auf 15% der Ackerfläche. Durch die Ausweitung der beiden Maßnahmen sinkt der Bodenabtrag von den betreffenden Flächen und es kommt insgesamt zu einer Verringerung der Phosphoremissionen.

Szenario P5: Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen

Um beispielhaft mögliche Auswirkungen von Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen darstellen zu können wurde in diesem Szenario angesetzt, dass auf allen Ackerflächen mit einer Hangneigung von mehr als 8% Kleegrass statt Silomais und Wintergerste statt Körnermais angebaut wird. Im Weiteren könnten hier auch andere Fruchtfolgeauflagen überlegt und rechnerisch umgesetzt werden.

Szenario P11: Phosphorentfernung auf < 0,5 mg TP/l auf allen Kläranlagen

Hier wird angenommen, dass alle Kläranlagen mit einer Phosphorentfernung auf einem Ablaufgrenzwert von 0,5 mg TP/l betrieben werden. Für eine quantitative Umsetzung wurde von einer mittleren Ablaufkonzentration von 0,4 mg/l für alle kommunalen Kläranlagen ausgegangen. Für industrielle Einleiter wurde keine Emissionsreduktion angesetzt. Diese spielen für die kleineren oberösterreichischen Gewässer keine wesentliche Rolle, da der überwiegende Teil in die größeren Gewässer Donau und Traun erfolgt.

Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffemissionen:

Szenario N0: Berücksichtigung der Grundwasseraufenthaltszeit

Es wurde für die Szenarienberechnung angenommen, dass die derzeitige Bewirtschaftungsweise und damit der derzeitige Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen langfristig aufrechterhalten wird. Da die Stickstoffemissionen über das Grundwasser durch die Aufenthaltszeit im Grundwasser verzögert in die Fließgewässer eingetragen werden und somit bereits umgesetzte Maßnahmen derzeit noch nicht voll wirksam sind, berücksichtigt dieses Szenario eine volle Wirksamkeit der bereits umgesetzten Maßnahmen. Dieses Szenario dient damit auch als Referenz für die Wirksamkeit weitergehender Maßnahmen.

Szenario N1: Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung (7%)

Es wurde für alle Teileinzugsgebiete eine Umwandlung von 7% des derzeitigen Ackers in Grünland angenommen. Auf diesen Flächen wird im Szenario für jedes Teileinzugsgebiet anstelle des mittleren N-Überschusses für Acker ein mittlerer N-Überschuss für Grünland angenommen.

Szenario N2: Durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung (7%)

Es wurde für alle Teileinzugsgebiete eine Umwandlung von 7% des derzeitigen Ackers in Brache angenommen. Auf diesen Flächen wird im Szenario für jedes Teileinzugsgebiet anstelle des mittleren N-Überschusses für Acker ein mittlerer N-Überschuss für Brache (im Wesentlichen die Deposition) angenommen.

Szenario N3o: ohne Begrünung von Acker

Es wurde angenommen, dass auf jenen Ackerflächen, auf denen zurzeit eine Winterbegrünung stattfindet, diese nicht mehr umgesetzt wird. Dadurch steigen die N-Verluste auf diesen Flächen und es kommt insgesamt zu einer Erhöhung der Stickstoffemissionen.

Szenario N3m: maximale Begrünung von Acker

Es wurde angenommen, dass auf allen Flächen auf denen es aufgrund der Fruchtfolge möglich ist eine Winterbegrünung umgesetzt wird. Dadurch sinken die N-Verluste auf diesen Flächen und es kommt insgesamt zu einer Verringerung der Stickstoffemissionen.

Szenario N6: Düngebeschränkung mittlere Ertragslage

In diesem Szenario wurde angenommen, dass in allen Gebieten, in denen zurzeit eine Düngung für hohe Ertragslagen erfolgt, die Düngung auf jene für mittlere

Ertragslagen reduziert wird. Dies reduziert zwar die Spitzenerträge in ertragsreichen Jahren, führt aber im Mittel zu geringeren Stickstoffverlusten aus der Fläche.

Szenario N7: Düngung nach Bodenvorrat

Es wurde angenommen, dass in Oberösterreich generell eine Düngung nach Bodenvorrat erfolgt und somit eine bessere Nutzung des aufgebrauchten Stickstoffdüngers erreicht werden kann.

Szenario N11: Stickstoffentfernung > 85% auf allen Kläranlagen

Hier wird angenommen, dass alle kommunalen Kläranlagen auf eine Stickstoffentfernung von mehr als 85% ausgebaut werden. Für eine quantitative Umsetzung wurde von einer Ablaufkonzentration von 5mg/l für alle kommunalen Kläranlagen ausgegangen. Für industrielle Einleiter wurde keine Emissionsreduktion angesetzt. Diese spielen für die kleineren oberösterreichischen Gewässer allerdings auch keine wesentliche Rolle, da der überwiegende Teil in die größeren Gewässer Donau und Traun erfolgt.

5.2 Ergebnisse

Ein Ziel des vorliegenden Projektes ist es die Möglichkeit der Evaluierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Gesamtzusammenhang von Teileinzugsgebieten zu gewährleisten. Dies soll durch eine Koppelung der Bewertung der lokalen Maßnahmenwirksamkeiten mit der Quantifizierung von Gewässeremissionen über unterschiedliche Eintragspfade mit Hilfe des MONERIS-Modelles geschehen. Die ersten Ergebnisse entsprechender Berechnungen für Einzelmaßnahmen liegen nun vor und sollen im Weiteren dargestellt werden. Es handelt sich bei den betrachteten Maßnahmen und Szenarien nicht um bereits ausgearbeitete Maßnahmenvorschläge sondern lediglich um Testläufe für die Verknüpfung der unterschiedlichen Ansätze bei der Betrachtung von Einzelmaßnahmen. Dennoch können die Ergebnisse dazu genutzt werden, das Potential von Einzelmaßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Emissionen in die Gewässer und die damit verbundene Reduktion von Gewässerkonzentrationen unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede der Teileinzugsgebiete darzustellen. Eine Ausarbeitung von Maßnahmenpaketen und eine Evaluierung dieser Maßnahmenpakete in Hinblick auf Umsetzbarkeit und auf die Erreichung von Gewässerschutzzielen werden in der nächsten Phase des Projektes erfolgen.

Reduktion der Phosphoremissionen

Insgesamt wurden in den Jahren 2001 bis 2006 rund 760tP/a in die oberösterreichischen Gewässer emittiert. Rund ein Drittel dieser Emissionen erfolgten über Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen. Deutlich höher ist dieser Anteil in jenen Gebieten bei denen ein Risiko der Verfehlung des guten Zustandes aufgrund von Phosphorbelastungen besteht (Überschreitung des typenspezifischen Umweltqualitätsziel, siehe auch Ergebnisse aus dem Projekt „Nährstoffströme“). Die wirksamste Einzelmaßnahme (Durchgehende Bodenbedeckung auf eintragsrelevanten Flächen, bzw. Gewässerrandstreifen 30-50m) verfügt über das Potenzial eine Reduktion der Gesamtemissionen auf ca. 520 bis 540tP/a zu

bewirken. Die übrigen betrachteten Einzelmaßnahmen zeigen ein deutlich geringeres Potential zur Reduktion der Gesamtphosphoremissionen in Oberösterreich.

Tabelle 10: Darstellung der Phosphoremissionen in Oberösterreich für die Jahre 2001 bis 2006 und für die unterschiedlichen Szenarien

Szenario	2001-2006	P1a	P1b	P1c	P2	P3/4m	P3/4o	P5	P11
	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a
P-Emissionen über landwirtschaftliche Erosion	255	236	231	20	38	248	272	212	255
Gesamte Phosphor-Emissionen	758	739	735	523	541	751	775	715	718

Szenarien:

P1a: Durchgehende Bodenbedeckung (7%)

P1b: Durchgehende Bodenbedeckung (7% auf steilen Hängen)

P1c: Durchgehende Bodenbedeckung (7% eintragsrelevant)

P2: Durchgehende Bodenbedeckung (Gewässerrandstreifen 30-50m)

P3/4o: ohne Winterbegrünung und konservierende Bodenbearbeitung von Acker

P3/4m: maximale Winterbegrünung und konservierende Bodenbearbeitung von Acker

P5: Fruchtfolgeauflage auf steilen Hängen

P11: Phosphorentfernung auf <0,5mgTP/l auf allen Kläranlagen

Neben der Wirksamkeit von Maßnahmen in Hinblick auf Reduktion der Gesamtemissionen in Oberösterreich ist vor allem die unterschiedliche Wirksamkeit von Maßnahmen auf Teileinzugsgebietsebene von Interesse. In Abbildung 21 sind Reduktionspotentiale für Gesamtphosphoremissionen durch Einzelmaßnahmen auf Ebene von Teileinzugsgebieten dargestellt. Bei dieser Darstellung der Unterschreitungshäufigkeit von Maßnahmenwirksamkeiten stellt die x-Achse das Ausmaß der Emissionsreduktion durch eine Maßnahme in kg P/(ha.a) dar. Die Emissionsreduktion wird dabei auf die gesamte Einzugsgebietsfläche bezogen. Die y-Achse zeigt den Anteil der betrachteten Teileinzugsgebiete, bei welchen eine bestimmte rechnerische Maßnahmenwirksamkeit erreicht oder unterschritten wird. So wird z.B. durch die Maßnahme Gewässerrandstreifen eine Emissionsreduktion von 0,1 kg P/(ha.a) und weniger für ca. 60% der betrachteten Teileinzugsgebiete Österreichs errechnet, während in 40% der Gebiete eine höhere Emissionsreduktion durch diese Maßnahme ausgewiesen werden. Für die Maßnahme Fruchtfolge auf steilen Hängen wird eine Emissionsreduktion errechnet welche in ca. 90% der Teileinzugsgebiete kleiner oder gleich 0,1 kg P/(ha.a) liegt und lediglich in ca. 10% der Fälle darüber liegt.

Bei einer Gesamtfläche der betrachteten Teileinzugsgebiete Oberösterreichs von rund 1,25 Millionen ha ergibt sich eine mittlere Gesamtemission in Oberösterreich von 0,6 kg P/(ha.a). Aus der Abbildung wird klar, dass durch die Maßnahmen einer durchgehenden Bodenbedeckung von 7% der Ackerflächen generell auf Teileinzugsgebietsebene nur eine geringfügige Emissionsreduktion von <0,1kg P/ha Einzugsgebietsfläche und Jahr erreicht werden kann. Etwas verbessert kann der Effekt dieser Maßnahme werden, wenn sie gezielt auf den steilsten Hängen des Einzugsgebietes umgesetzt wird. Ein höheres Reduktionspotential für Emissionen

würde natürlich bestehen, wenn der Anteil der Ackerflächen, auf denen die Maßnahme durchgehende Bodenbedeckung umgesetzt wird deutlich über 7 % hinaus gesteigert werden würde. Da damit jedoch erhebliche Eingriffe in die derzeitige Bewirtschaftungs- und Landnutzungsform verbunden wären, erscheint ein solches Szenario wenig realistisch und wurde daher an dieser Stelle nicht weiter betrachtet.

Die Maßnahmen „Durchgehende Bodenbedeckung auf eintragsrelevanten Flächen“ und „Gewässerrandstreifen 30-50“ m sind in Ihrer Wirksamkeit sehr ähnlich und weisen auf Teileinzugsgebietsebene bei flächendeckender Umsetzung ein Potential für eine Emissionsreduktion von bis zu ca. 0,7kg P/(ha.a) auf. In ca. 40% der Teileinzugsgebiete könnten die Phosphoreinträge in die Fließgewässer um mehr als 0,1 kg/(ha.a) reduziert werden.

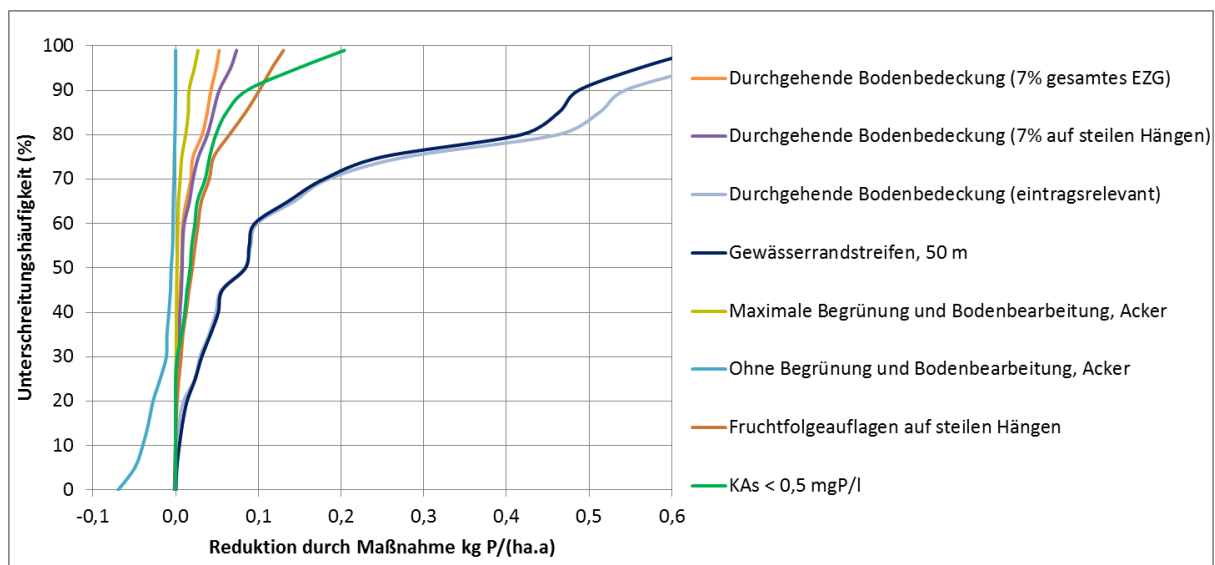


Abbildung 21: Unterschreitungshäufigkeit der TP-Emissionsreduktion durch unterschiedliche Maßnahmen auf Ebene von Teileinzugsgebieten

Ohne die bereits umgesetzte Begrünung und Bodenbearbeitung von Äckern zur Vermeidung von Erosion wären die TP-Emissionen auf Teileinzugsgebietsebene im Referenzzeitraum um bis zu 0,08 kg P/(ha.a) höher. Eine Ausweitung dieser Maßnahme würde auch bei Ausschöpfung des maximal möglichen Potentials eine weitere Emissionsreduktion ermöglichen, welche bezogen auf die Teileinzugsgebietsfläche jedoch nicht über 0,03 kg P/(ha.a) hinaus geht. Durch die Maßnahme „Fruchtfolgeauflage auf steilen Hängen“ lassen sich die Phosphoremissionen über Erosion in die Fließgewässer in einigen Teileinzugsgebieten bei flächendeckender Umsetzung dagegen um etwa 0,1 kgP/(ha.a) und mehr verringern.

Eine Umlegung von Emissionen aus kommunalen Kläranlagen auf die Fläche ist problematisch, da die Zahlen stark von der gewählten Teileinzugsgebietsgröße abhängen. Zur Vergleichbarkeit mit den Emissionen über diffuse Eintragspfade wurde diese Form der Darstellung in der Abbildung trotzdem gewählt. Es zeigt sich, dass das Reduktionspotential durch verschärfte Anforderungen bei der kommunalen

November 2012

Abwasserreinigung für die meisten Teileinzugsgebiete gering ist. Lediglich für einzelne Teileinzugsgebiete liegt das Potential im Bereich von rund 0,1 kg P/(ha.a).

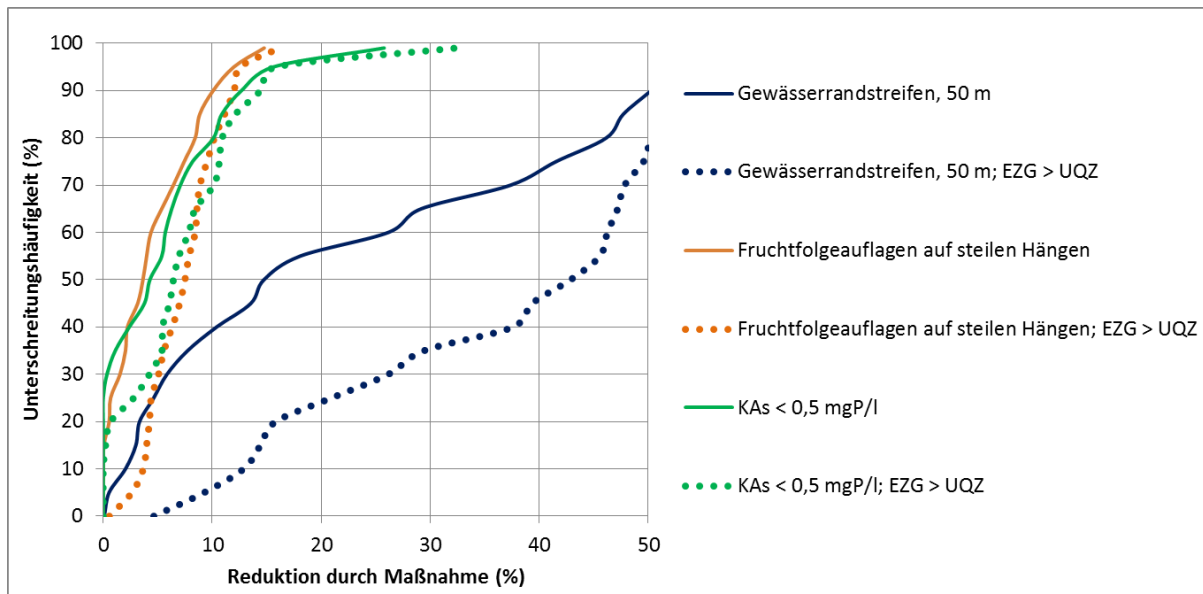


Abbildung 22: Unterschreitungshäufigkeit der durch unterschiedliche Maßnahmen in den oberösterreichischen Gewässern zu erreichende Reduktion der TP-Konzentrationen. Die Abbildung zeigt zum einen eine Darstellung für alle oberösterreichischen Gewässer, zum anderen eine Darstellung für jene oberösterreichischen Gewässer bei denen die Modellierung eine eventuelle Überschreitung des Umweltqualitätsziels (> UQZ) ausweist (Abbildung 11)

Reduktionen von Emissionen und dadurch erreichbare Reduktionen von Gewässerkonzentrationen sind vor allem dort von Bedeutung, wo es zu Überschreitungen von Umweltqualitätszielen kommt oder kommen kann. Deshalb sollen jene Bereiche gesondert betrachtet werden. In Abbildung 22 sind die Auswirkungen der relevantesten Maßnahmen auf die TP Konzentration in den Gewässern für alle oberösterreichischen Einzugsgebiete im Vergleich zu jenen Einzugsgebieten, bei denen eine eventuelle Überschreitung des typenspezifischen Umweltqualitätsziels modelliert wurde (siehe Abbildung 11), dargestellt. Im Gegensatz zu Abbildung 21 wird hier auf der x-Achse die zu erreichende Reduktion der mittleren Gewässerkonzentration in % des Ausgangswertes dargestellt. Abbildung 23 bis Abbildung 25 zeigen eine räumliche Darstellung der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen ebenfalls in Form von Reduktion der mittleren Gewässerkonzentration in %, sowie die Darstellung, wo Überschreitungen der Umweltqualitätsziele vorliegen, welche durch Messungen ausgewiesen sind.

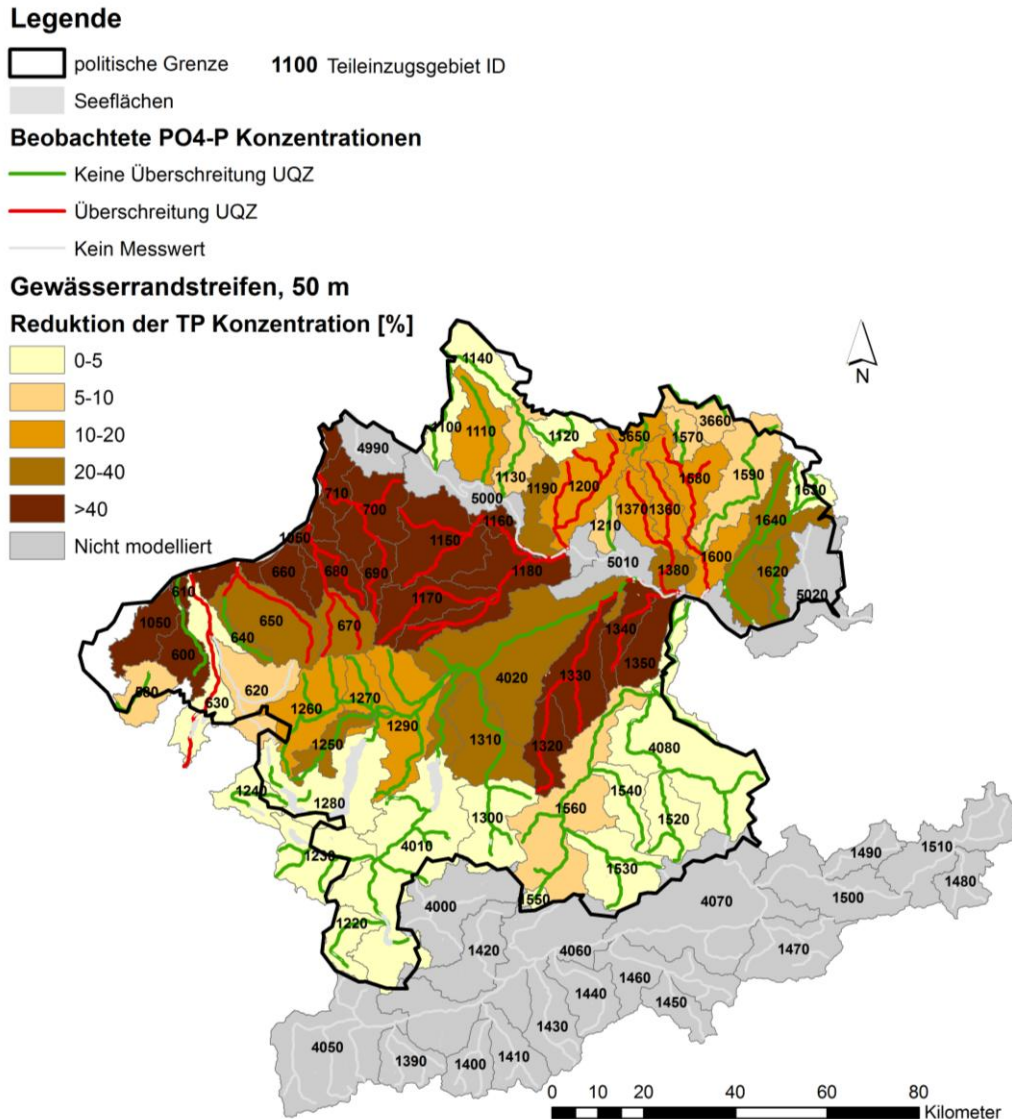


Abbildung 23: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von TP-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Gewässerrandstreifen 30-50 m“. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Die stärkste Auswirkung von den betrachteten Maßnahmen ist bei flächendeckender Umsetzung von Gewässerrandstreifen (30 – 50 m Breite) zu erwarten. Ganz ähnlich wirkt sich die „Durchgehende Bodenbedeckung auf eintragsrelevanten Flächen“ aus und wurde daher nicht extra dargestellt. Diese Maßnahmen wirken sich zudem verstärkt in den Gebieten aus, welche im Risiko stehen das UQZ zu überschreiten. Durch diese Maßnahmen wäre mit einer Reduktion der TP-Gewässerkonzentration in den Einzugsgebieten mit eventueller Überschreitung des UQZ von bis zu 60% zu rechnen. In etwa 50% dieser Gebiete könnte eine Reduktion der mittleren TP Konzentrationen von 40% und mehr erreicht werden. Die Abbildung 23 zeigt deutlich, dass der Schwerpunkt der Wirksamkeit dieser Maßnahmen im Innviertel und in der Traun/Enns Region liegt. Weiters ist ein gewisses Reduktionspotential auch im östlichen Mühlviertel gegeben.

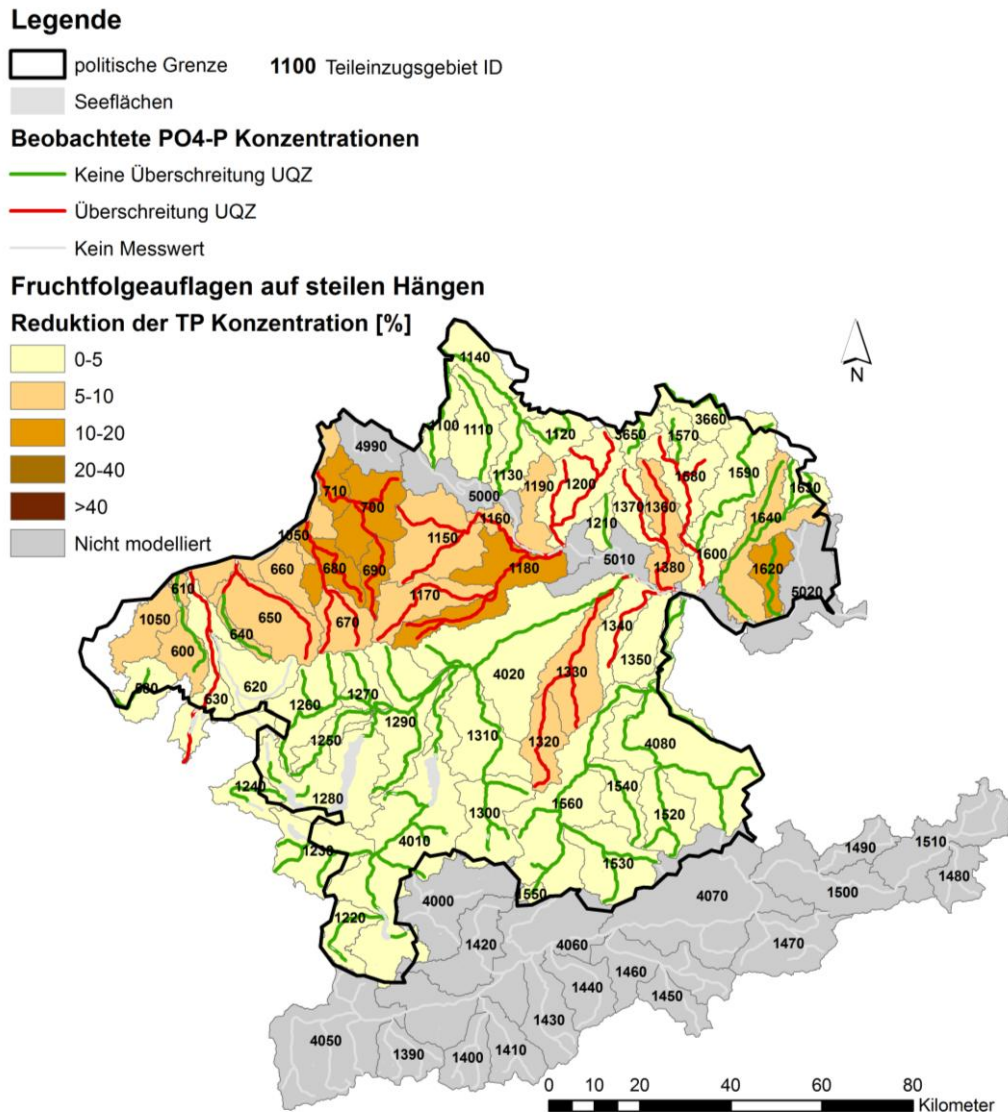


Abbildung 24: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von TP-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen“. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Für die Maßnahmen „Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen“ und „Erweiterung der Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung auf $< 0,5$ mg/l) ist das Ausmaß der Wirksamkeiten für die Gebiete mit eventueller Überschreitung des UQZ, tendenziell etwas höher als für alle oberösterreichische Einzugsgebiete. Das heißt diese Maßnahmen wirken sich im Mittel bei den eventuell gefährdeten Gebieten stärker aus als bei den nicht gefährdeten (Abbildung 22: die grüne bzw. gelbe durchgezogene Linie im Vergleich mit der punktierten grünen bzw. gelben Linie). Insgesamt wirken sich beide Maßnahmen in ähnlichem Ausmaß auf die Gewässerkonzentrationen aus, allerdings mit einer unterschiedlichen räumlichen Verteilung.

Deutlich zu erkennen ist die große Wirksamkeit von Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft in vereinzelt Einzugsgebieten, wie der Mattig (ID 630).

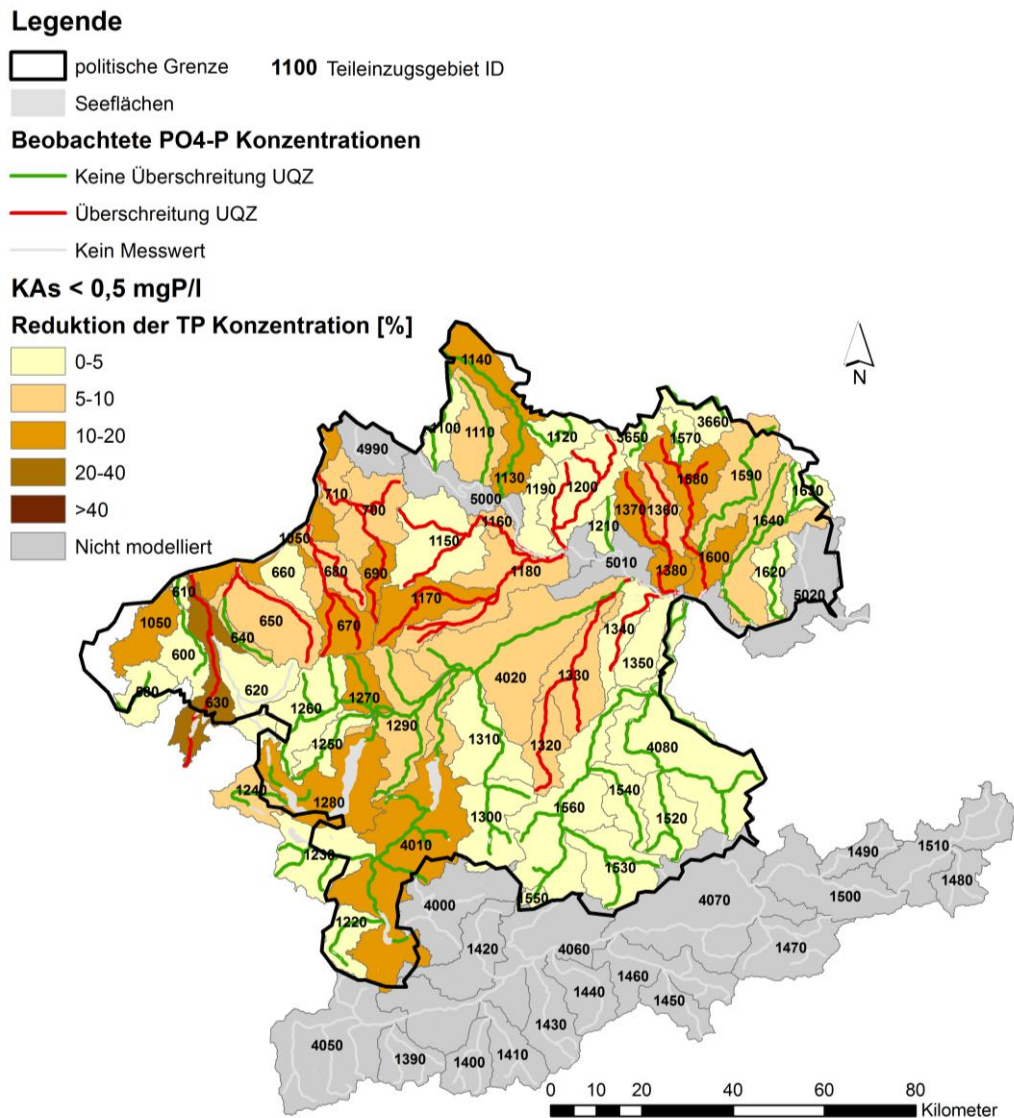


Abbildung 25: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von TP-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Phosphorentfernung auf < 0,5 mg TP/l auf allen kommunalen Kläranlagen“. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Reduktion der Stickstoffemissionen

Insgesamt wurden in den Jahren 2001 bis 2006 rund 18.700tN/a in die oberösterreichischen Gewässer emittiert. Rund 60% dieser Emissionen erfolgten über das Grundwasser. Aufgrund der Maßnahmen, die bereits bis 2001-2006 umgesetzt wurden, ist noch mit einer durch die Grundwasseraufenthaltszeiten verzögerten Reduktion der Emissionen in die Fließgewässer zu rechnen (Tabelle 11). Über die wirksamste der bisher betrachteten Einzelmaßnahmen (flächendeckende Einführung einer Düngung nach Bodenvorrat) könnte eine Reduktion der Gesamtemissionen auf ca. 17.000tN/a erreicht werden. Die übrigen betrachteten Einzelmaßnahmen zeigen ein geringeres Potential zur Reduktion der Gesamtstickstoffemissionen in Oberösterreich.

Tabelle 11: Darstellung der Stickstoffemissionen in Oberösterreich für die Jahre 2001 bis 2006 und für die unterschiedlichen Szenarien

Szenarien:	2001-2006	N0	N1	N2	N3o	N3m	N6	N7	N11
	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a
N-Emissionen über das Grundwasser	11245	10508	10416	10373	10786	10420	10006	9711	10508
Gesamte N-Emissionen	18740	18003	17899	17850	18321	17902	17433	17081	17408

Szenarien:N0: Berücksichtigung der GrundwasseraufenthaltszeitN1: Durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung (auf 7% der Ackerflächen)N2: Durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung (auf 7% der Ackerflächen)N3o: ohne Winterbegrünung von AckerN3m: maximale Winterbegrünung von AckerN6: Düngebeschränkung auf eine mittlere ErtragslageN7: Düngung nach BodenvorratN11: Stickstoffentfernung > 85% auf allen Kläranlagen

Bei einer Gesamtfläche der betrachteten Teileinzugsgebiete Oberösterreichs von rund 1,25 Millionen ha ergibt sich eine mittlere Stickstoff-Gesamtemission in Oberösterreich von 15 kg N/(ha.a). In Abbildung 26 sind über Einzelmaßnahmen erreichbare Reduktionen für Gesamtstickstoffemissionen auf Ebene von Teileinzugsgebieten dargestellt. Die Abbildung für Stickstoff ist in gleicher Weise aufgebaut, wie es bei Abbildung 21 für Phosphor beschrieben wurde. Emissionsreduktionen durch Maßnahmen, die bereits bis 2001-2006 umgesetzt wurden, werden durch die Modellierung auf Teileinzugsgebietsebenen in einem Ausmaß von bis zu 1,5kg N/(ha.a) ausgewiesen, auch wenn keine weiteren Maßnahmen gesetzt werden. Das Szenario „Berücksichtigung der Grundwasseraufenthaltszeit“ wird daher auch als Referenz für die anderen Szenarien verwendet.

Aus der Abbildung wird klar, dass durch die Maßnahmen einer durchgehenden Bodenbedeckung mit oder ohne Nutzung von 7% der Ackerflächen auf Teileinzugsgebietsebene generell nur eine geringfügige Emissionsreduktion erreicht werden kann, welche über die Auswirkungen, die sich noch aufgrund der Grundwasseraufenthaltszeit ergeben werden, hinausgehen. Ein höheres Reduktionspotential für Emissionen würde natürlich bestehen, wenn der Anteil der Ackerflächen, auf denen die Maßnahme durchgehende Bodenbedeckung umgesetzt wird deutlich über 7% hinaus gesteigert werden würde. Dass dies in der Umsetzung wahrscheinlich unrealistisch ist, wurde bereits in Zusammenhang mit den P-Emissionen diskutiert.

Ohne die bereits umgesetzte Begrünung von Äckern wären die Emissionen im Referenzzeitraum auf Teileinzugsgebietsebene um bis zu 0,5kgN/(ha.a) höher. Eine Ausweitung dieser Maßnahme würde auch bei Ausschöpfung des maximal möglichen Potentials eine weitere Emissionsreduktion ermöglichen, welche bezogen auf die Teileinzugsgebietsfläche im Bereich von bis zu 0,2kg N/(ha.a) liegt.

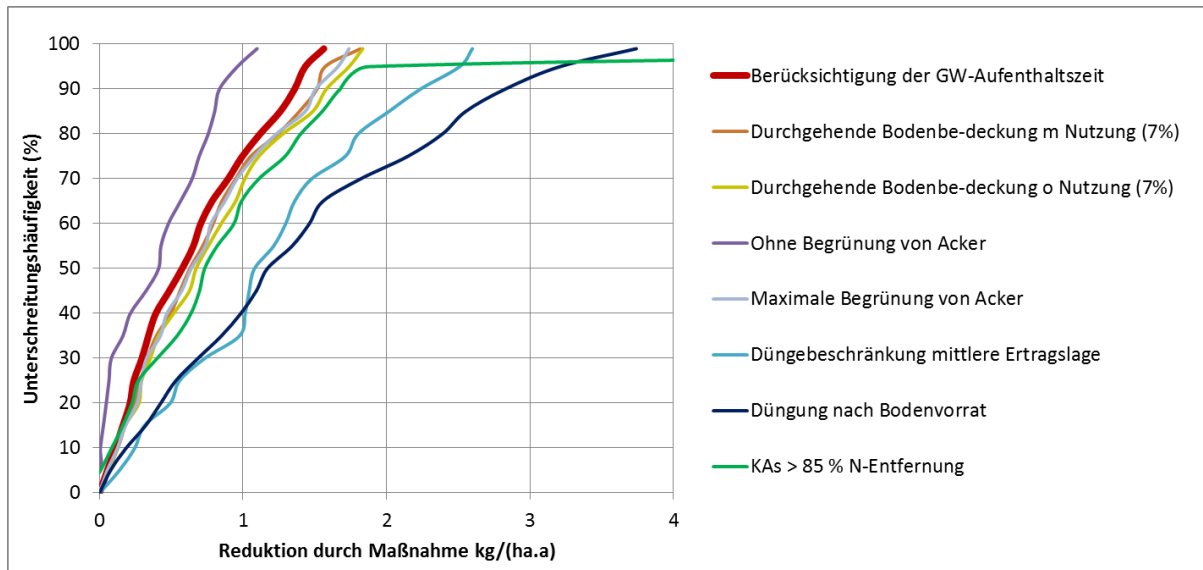


Abbildung 26: Überschreitungshäufigkeit der TN-Emissionsreduktion durch unterschiedliche Maßnahmen auf Ebene von Teileinzugsgebieten. Die Auswirkungen der Maßnahmen sind additive zu den Auswirkungen, welche sich lediglich durch Berücksichtigung der Grundwasseraufenthaltszeit ergeben, dargestellt

Die Maßnahme „Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage“ weist auf Teileinzugsgebietsebene bei flächendeckender Umsetzung ein Potential für eine Emissionsreduktion von bis zu ca. 1 kg N/(ha.a) auf, wobei ein Potential von ca. 0,5 bis 1 kg N/(ha.a) für einen großen Teil der Teileinzugsgebiete ausgewiesen wird. In einem großen Teil der Teileinzugsgebiete deutlich höher ist bei flächendeckender Umsetzung das Potential der Maßnahme „Düngung nach Bodenvorrat“. Hier wird ein Reduktionspotential für Stickstoffemissionen von bis zu ca. 2 kg N/(ha.a) ausgewiesen.

Eine Umlegung von Emissionen aus kommunalen Kläranlagen auf die Fläche ist problematisch, da die Zahlen stark von der gewählten Teileinzugsgebietsgröße abhängen. Zur Vergleichbarkeit mit den Emissionen über diffuse Eintragspfade wurde die Darstellung in der Abbildung trotzdem gewählt. Es zeigt sich, dass das Reduktionspotential durch verschärfte Anforderungen bei der kommunalen Abwasserreinigung für die meisten Teileinzugsgebiete gering ist und im Bereich des Potentials einer Umsetzung einer durchgehenden Bodenbedeckung auf 7% der Ackerflächen liegt. Lediglich für einzelne Teileinzugsgebiete ist das Potential wesentlich höher. Da es sich hier jedoch vor allem um größere Punktquellen handelt, welche in die großen oberösterreichischen Gewässer einleiten (vor allem Donau), sind diese Reduktionspotentiale für die lokale Gewässerbelastung grundsätzlich von geringerer Bedeutung.

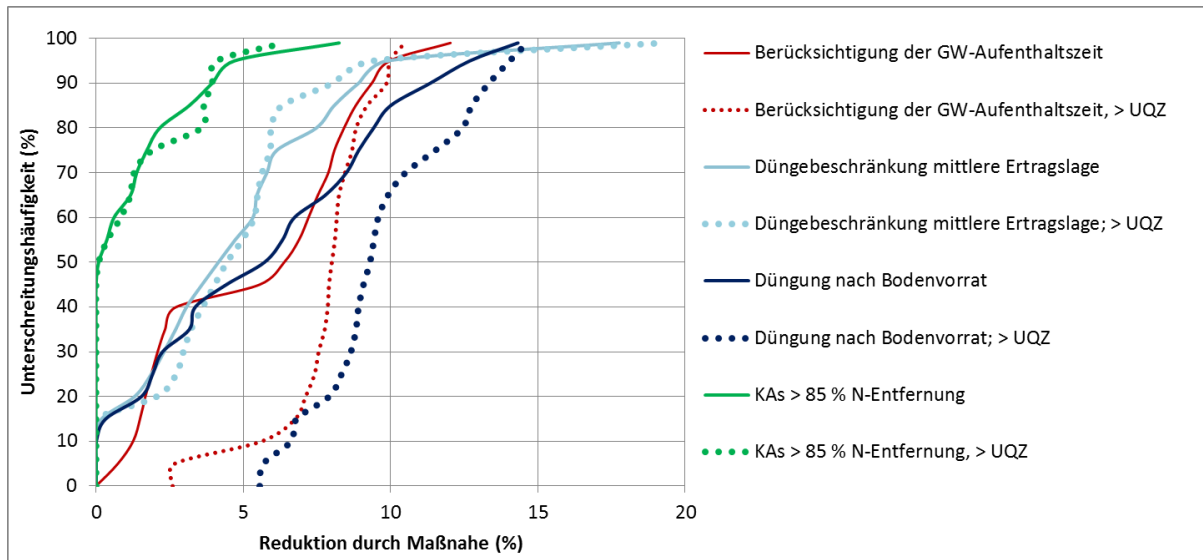


Abbildung 27: Unterschreitungshäufigkeit der durch unterschiedliche Maßnahmen in den oberösterreichischen Gewässern zu erreichende Reduktion der DIN-Konzentrationen. Die Abbildung zeigt zum einen eine Darstellung für alle oberösterreichischen Gewässer, zum anderen eine Darstellung für jene oberösterreichischen Gewässer bei denen die Modellierung eine eventuelle Überschreitung des Umweltqualitätsziels (> UQZ) ausweist (Abbildung 10). Die Auswirkungen der Maßnahmen beinhalten in dieser Abbildung nicht die Auswirkungen, welche sich lediglich durch Berücksichtigung der Grundwasseraufenthaltszeit ergeben

Reduktionen von Emissionen und dadurch erreichbare Reduktionen von Gewässerkonzentrationen sind vor allem dort von Bedeutung, wo es zu Konflikten mit Umweltqualitätszielen kommen kann. Deshalb sollen jene Bereiche gesondert betrachtet werden. In Abbildung 27 sind die Auswirkungen der relevantesten Maßnahmen auf die DIN Konzentration in den Gewässern für alle oberösterreichischen Einzugsgebiete im Vergleich zu jenen Einzugsgebieten, bei denen eine eventuelle Überschreitung des typenspezifischen Umweltqualitätsziels festgestellt wurde (siehe Abbildung 10), dargestellt. Zudem zeigen Abbildung 28 bis Abbildung 31 eine räumliche Darstellung der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen, sowie die Darstellung, wo Überschreitungen der Umweltqualitätsziele auftreten, welche durch Messungen ausgewiesen sind.

Betrachtet man die noch zu erwartenden Auswirkungen bereits umgesetzter Maßnahmen (Berücksichtigung der Grundwasseraufenthaltszeit), so ist zu erkennen, dass in den Gebieten bei denen eine eventuelle Überschreitung des UQZ modelliert wurde, tendenziell stärkere Auswirkungen zu erwarten sind als bei allen Einzugsgebieten (Abbildung 27: rote durchgezogene Linie im Vergleich zur rot gepunkteten). Die ausgewiesene Reduktion der Gewässerkonzentrationen liegt in einem Bereich von bis zu 10%.

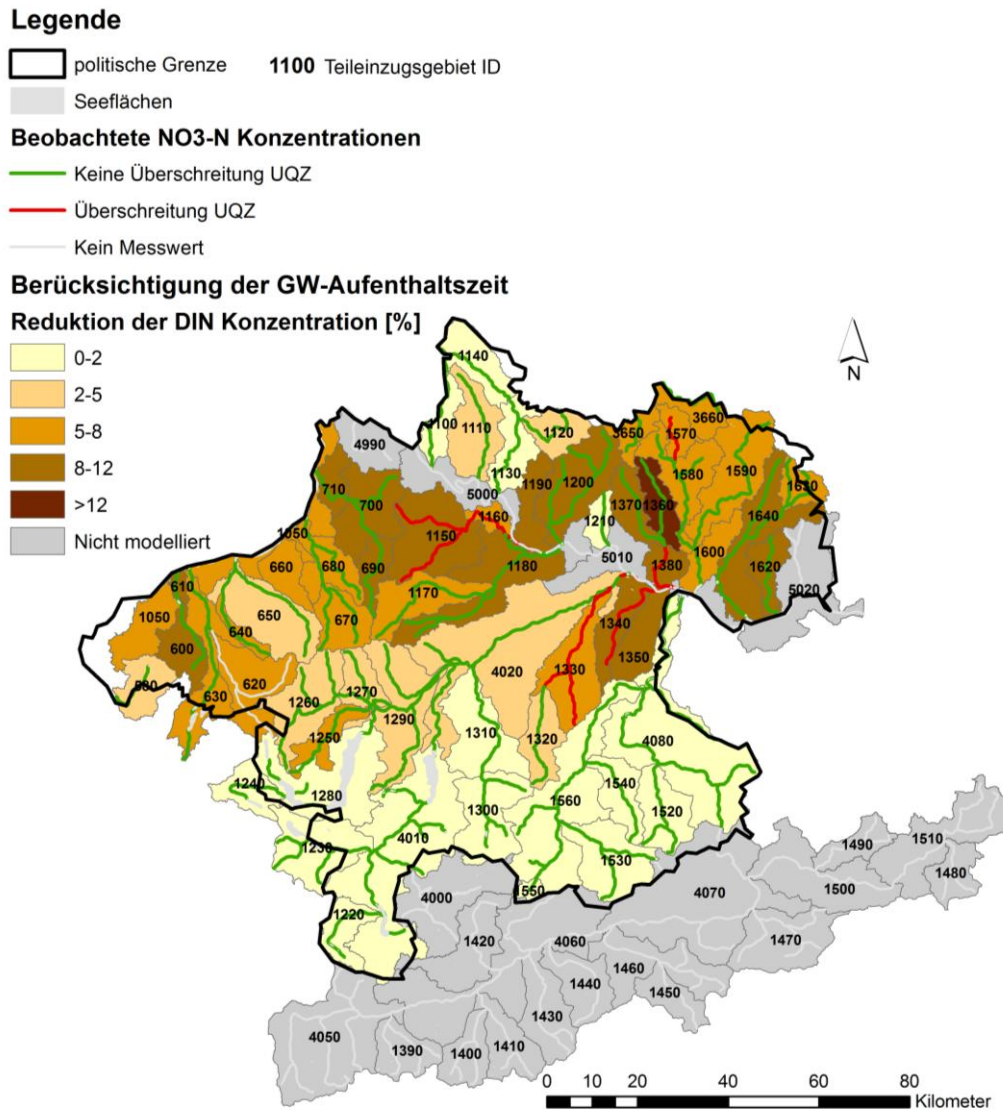


Abbildung 28: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von DIN-Konzentrationen in den Fließgewässern, welche aufgrund bereits umgesetzter Maßnahmen noch zu erwarten sind. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Für die Maßnahmen „Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage“ und „Erweiterung der Stickstoffelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung auf > 85%“ ist das Ausmaß der Wirksamkeiten, welche über die Auswirkung bereits umgesetzter Maßnahmen hinaus geht, für die Gebiete mit eventueller Überschreitung des UQZ, ähnlich wie bei allen oberösterreichischen Einzugsgebieten. Das heißt diese Maßnahmen wirken sich im Mittel bei den eventuell gefährdeten Gebieten nicht stärker aus als bei den nicht gefährdeten (Abbildung 27: die grünen bzw. hellblauen durchgezogenen Linie im Vergleich mit der punktierten grünen bzw. hellblauen Linie).

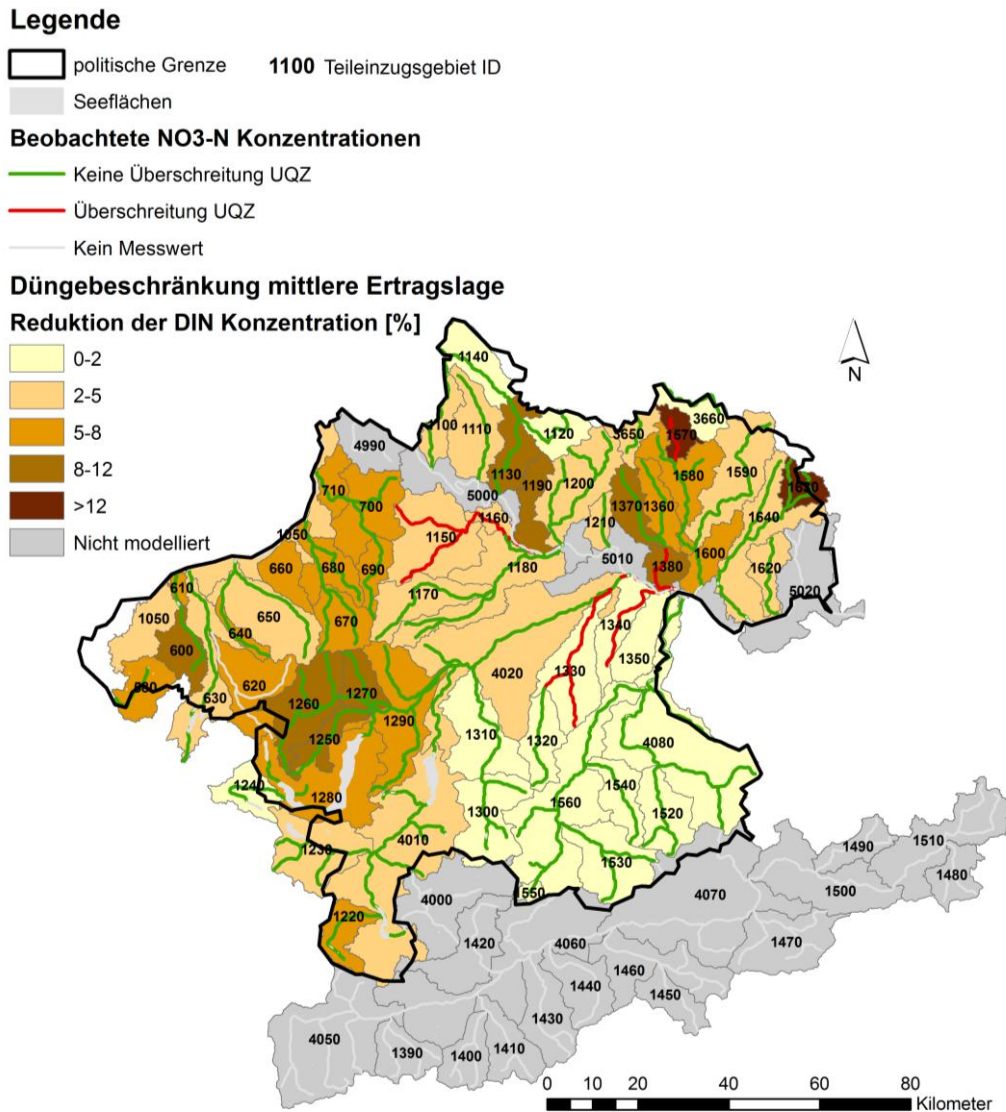


Abbildung 29: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von DIN-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Düngebeschränkung mittlere Ertragslage“. Die in Abbildung 28 bereits berücksichtigten Reduktionen sind nicht dargestellt. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Insgesamt wirkt sich eine flächendeckende „Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage“ wesentlich stärker auf die Gewässerkonzentrationen aus als eine „Erweiterung der Stickstoffelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung“. Zudem ist die räumliche Verteilung der Maßnahmenwirksamkeiten deutlich unterschiedlich. Die starke Maßnahmenwirksamkeit bei den Punktquellen in einzelnen Teileinzugsgebieten, welche bei der Betrachtung der Reduktion der Emissionsfrachten ausgewiesen wurde, zeigt sich bei der Betrachtung der Auswirkungen auf die Gewässerkonzentrationen nicht, da diese Frachtreduktionen überwiegend bei Punktquellen mit Einleitung in die Donau stattfindet. Zum einen wird die Konzentration in der Donau im Rahmen dieses Projektes nicht modelliert und zum anderen sind die Auswirkungen der oberösterreichischen Punkteinleiter auf die Konzentration in der Donau gering.

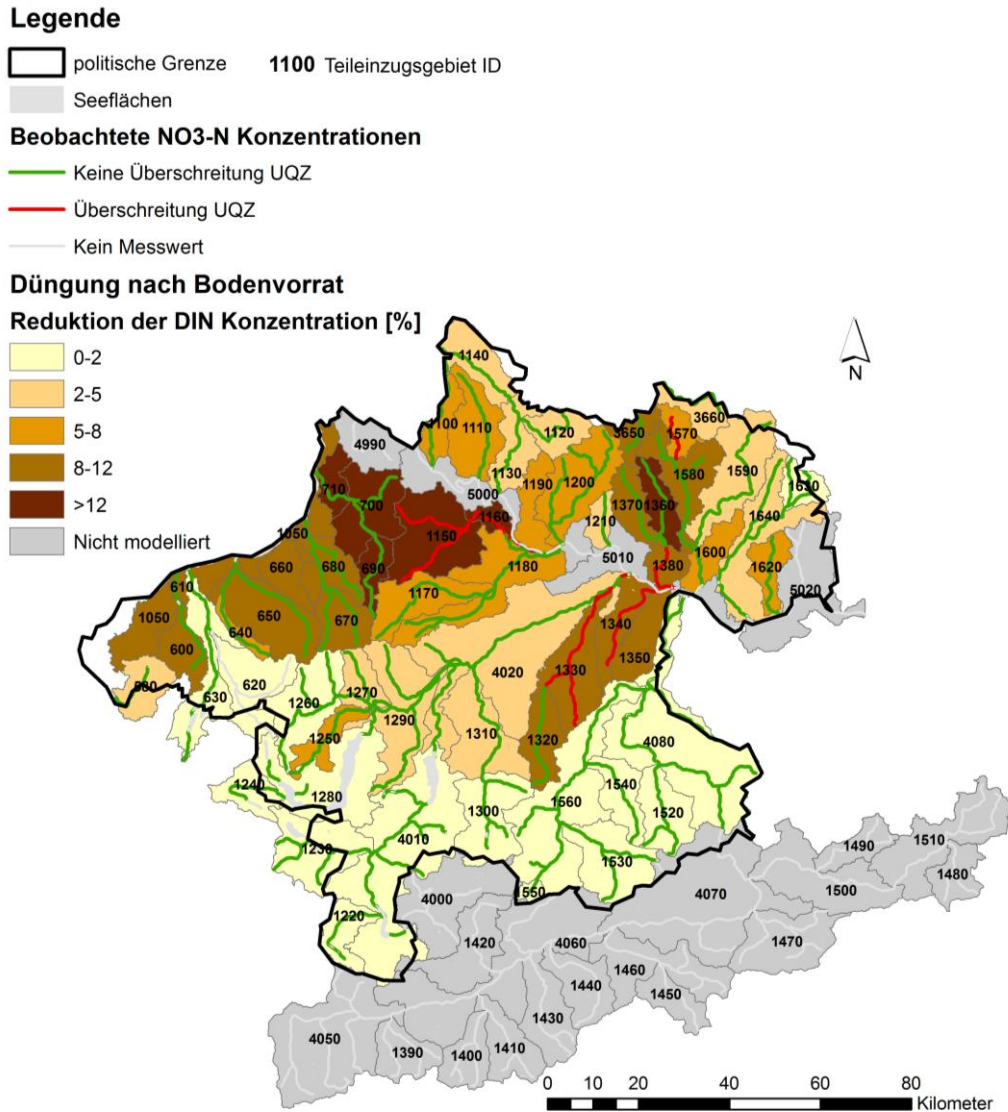


Abbildung 30: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von DIN-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Düngung nach Bodenvorrat“. Die in Abbildung 28 bereits berücksichtigten Reduktionen sind nicht dargestellt. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

Die stärkste Auswirkung von den betrachteten Maßnahmen ist bei flächendeckender Umsetzung einer Düngung nach Bodenvorrat zu erwarten. Diese Maßnahme wirkt sich zudem verstärkt in den eventuell gefährdeten Gebieten aus. Durch diese Maßnahme wäre mit einer Reduktion der DIN-Gewässerkonzentration in den Einzugsgebieten mit eventueller Überschreitung des UQZ von 5 bis 15% zu rechnen. Berücksichtigt man zudem die Reduktionen die aufgrund der bereits umgesetzten Maßnahmen noch zu erwarten sind, so kann in diesen Gebieten im Falle einer Umsetzung der Maßnahme mit einer Reduktion von 10 bis 25% gerechnet werden. Die größten Wirksamkeiten sind im Bereich des Innviertels, teilweise aber auch in der Traun/Enns Region und im östlichen Mühlviertel zu erwarten.

Legende

 politische Grenze **1100** Teileinzugsgebiet ID

 Seeflächen

Beobachtete NO₃-N Konzentrationen

 Keine Überschreitung UQZ

 Überschreitung UQZ

 Kein Messwert

KAs > 85 % N-Entfernung**Reduktion der DIN Konzentration [%]**

 0-2

 2-5

 5-8

 8-12

 >12

 Nicht modelliert

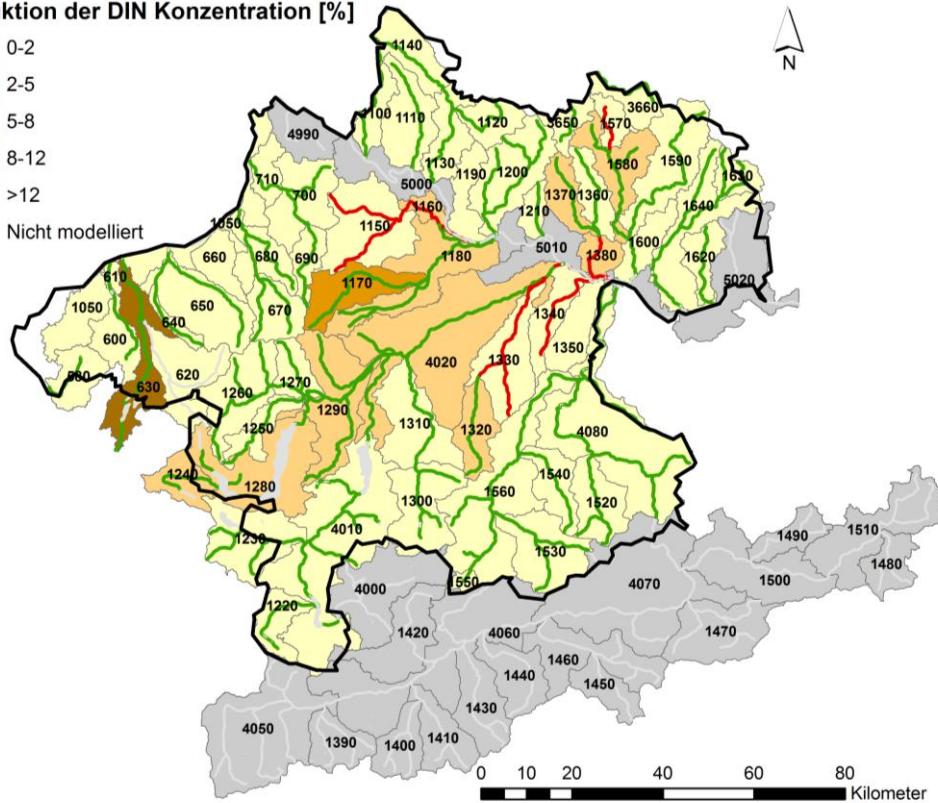


Abbildung 31: Räumliche Darstellung der modellierten Reduktion von DIN-Konzentrationen durch flächendeckende Einführung der Maßnahme „Stickstoffentfernung > 85 % auf allen kommunalen Kläranlagen“. Die in Abbildung 28 bereits berücksichtigten Reduktionen sind nicht dargestellt. Zudem sind Gewässer mit durch Messungen ausgewiesenen Überschreitungen des UQZ dargestellt

6. Verortung der Beitragsflächen von Phosphoremissionen in Beispielsregionen mittels PhosFate

Das rasterbasierte Phosphoremissionsmodell PhosFate wird in diesem Kapitel vorgestellt und angewendet. Es werden die in Projekt „Nährstoffströme“ festgelegten Testgebiete (zum Teil ergänzt) modelliert. Neben der Verortung von Zellen mit erhöhtem Einfluss auf den Bodenabtrag, lokalen Emissionen, Sediment- und Phosphoreinträgen in die Fließgewässer bietet die Modellierung die Möglichkeit, die Effizienz von Maßnahmen auf der Ebene von Rasterzellen auszuweisen.

6.1 PhosFate

PhosFate wurde als Phosphoremissionsmodell (Phosphorus Fate, Kovacs *et al.*, 2012) für das Einzugsgebietsmanagement entwickelt. Mit Hilfe des Konzepts der „kritischen Gebiete“ hilft es, effektive Management-Maßnahmen in Einzugsgebieten zu planen und die möglichen Einflüsse der Maßnahmen auf die Phosphorfrachten und -konzentrationen in den Oberflächengewässern abzuschätzen. PhosFate ist ein semi-empirisches, langfristiges (Jahresdurchschnitts-) Modell mit räumlich hoch aufgelösten Eingangsgrößen. Das Modell berechnet die relevanten Prozesse auf Basis von Rasterzellen (z. B. Rasterzellen von 10x10 bis 100x100 m).

Die aktuelle Version des PhosFate-Modells berechnet die Hauptelemente des hydrologischen Kreislaufes, den Abfluss, den Bodenabtrag, die lokalen Phosphoremissionen, die Phosphorretention und den Phosphortransport im Einzugsgebiet und in Fließgewässern. Zudem kann der Einfluss von Punktquellen und Reservoirien berücksichtigt werden. Außerdem enthält das Modell einen Optimierungsalgorithmus, über welchen es möglich ist jene Rasterzellen auszuweisen, in denen die Effektivität von Maßnahmen in Hinblick auf die Belastung der Fließgewässer am höchsten ist. Das Modell wurde bereits für verschiedene Testgebiete (mit Einzugsgebietsgrößen von 10 bis 10.000 km²) in Zentral- und Südeuropa (Ungarn, Österreich, Schweiz, Albanien) validiert (Kovacs *et al.*, 2008, Honti *et al.*, 2010, Kovacs *et al.*, 2012a, Kovacs *et al.*, 2012b).

Für die Anwendung des Modells ist eine Reihe von Inputdaten erforderlich. Die Auflösung der Inputdaten bestimmen dabei die sinnvolle Größe der im Modell betrachteten Rasterzellen. Zudem ist derzeit die Anzahl der Rasterzellen, die über das Modell verarbeitet werden kann, beschränkt. Mit einem herkömmlichen PC können etwa 10 Millionen Rasterzellen auf einmal verarbeitet werden. Folgende Daten werden benötigt:

- digitale Karten (Höhenmodell, Landnutzung, Typen des Oberboden, Humusgehalt)
- meteorologische Daten (saisonale Verteilung des Niederschlags und der potenziellen Verdunstung, durchschnittliche Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit, Verteilung des Niederschlags zwischen Intensitätsklassen)
- statistische Daten (landwirtschaftlicher Phosphorüberschuss, Abwassermengen und -frachten)
- Koordinaten von Punktquellen und Reservoirien, Volumen der Reservoirie).

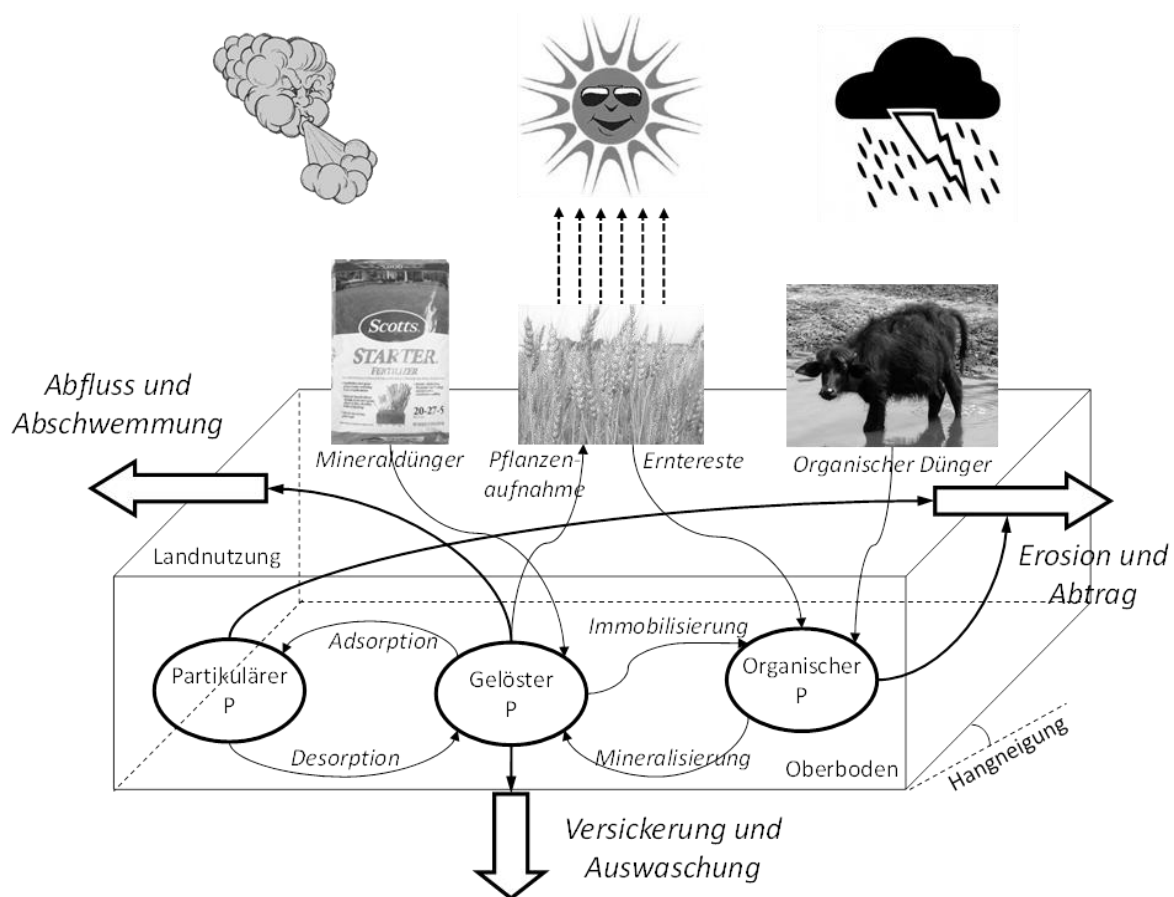


Abbildung 32: Schema des Emissionsmodells

Das Modell besteht aus drei Teilmodellen: Teilmodell Emissionen, Teilmodell Transport und Teilmodell Optimierung. Aufgabe des Emissionsmodells (Abbildung 32) ist es, die Emissionen am Ort ihrer Entstehung zu quantifizieren. Dieses Teilmodell berücksichtigt die wichtigsten Steuerungselemente der Emissionen: den Oberflächenabfluss, den Bodenabtrag und die Versickerung. Neben Abfluss und Erosion wird der langfristige Phosphorüberschuss im Oberboden berechnet, daraus der Gesamt-Phosphorgehalt ermittelt und zwischen der gelösten und partikulären Phase aufgeteilt. Emissionen werden entsprechend den verschiedenen Emissionspfaden (gelöste Phosphoremissionen durch Abschwemmung und Auswaschung, partikuläre Phosphoremissionen durch Erosion) bestimmt. Die Emissionskomponenten werden für jede Zelle unabhängig von den anderen Zellen berechnet. Der Output des Emissionsmodells sind die Zellenwerte (räumliche Verteilung in dem Einzugsgebiet) der hydrologischen Komponenten, des Bodenabtrages und der lokalen Phosphoremissionen über die verschiedenen Pfade.

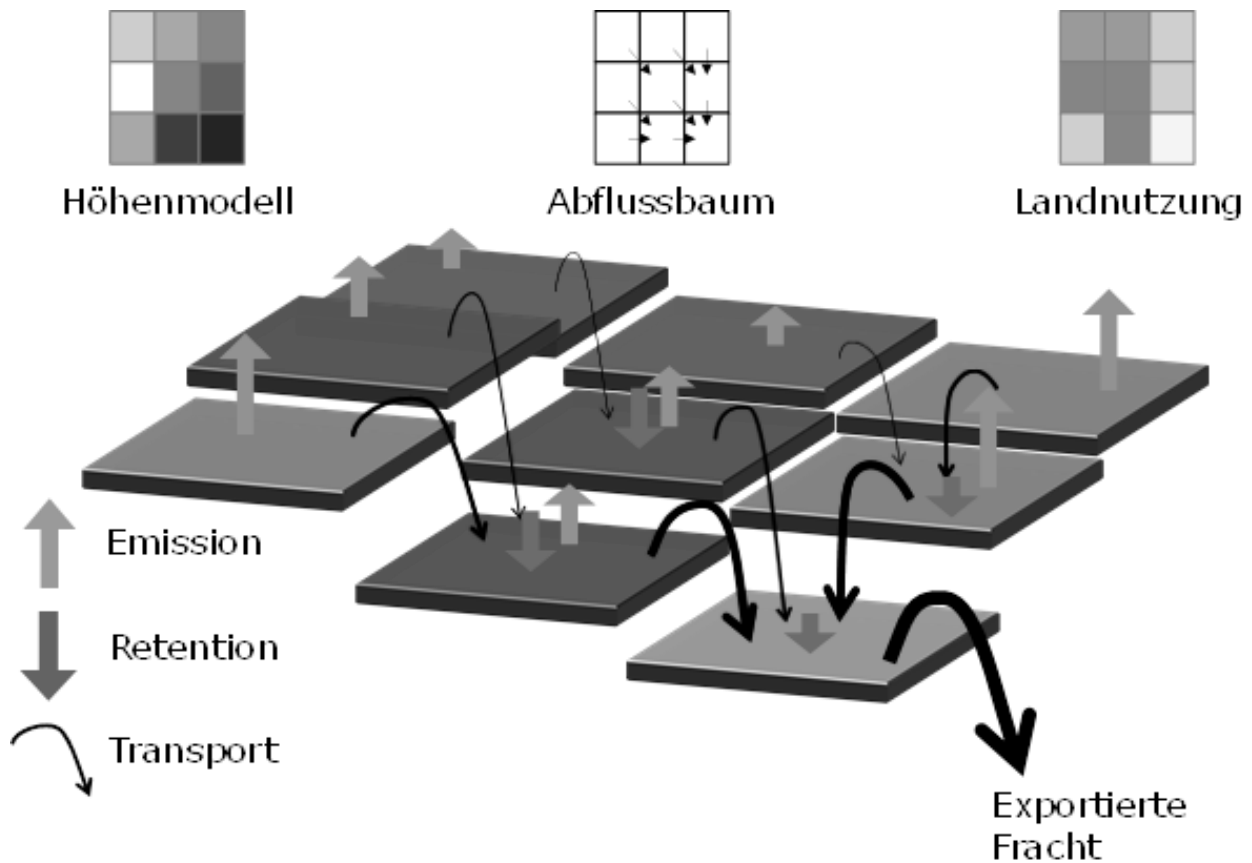


Abbildung 33: Schema des Transportmodells

Das Transportmodell (Abbildung 33) verbindet die individuellen Zellen und berechnet den Transport und die Retention der Stofffrachten im Einzugsgebiet bis zum Einzugsgebietsauslass. Der Wassertransport, der Schwebstofftransport sowie der Transport von gelöstem und partikulärem Phosphor aus punktuellen und diffusen Quellen werden separat berechnet. Dazu werden der Oberflächenabfluss, die Schwebstofffracht, die Phosphorfrachten aus Abschwemmung, Erosion und Punktquellen im Einzugsgebiet und den Flüssen anhand des Abflussbaumes Zelle für Zelle weiter transportiert, wobei in jeder Zelle die Retention von Schwebstoffen und partikulärem Phosphor berücksichtigt wird. Der Basisabfluss und die mit dem Basisabfluss transportierten Frachten werden, als aufsummierte Zellenwerte der Versickerung und der Emissionen durch Auswaschung, als summarischer Input in die Fließgewässerzellen betrachtet. Der Output des Transportmodells ist der Abfluss, der Sedimenttransport sowie die gelöste und partikuläre Phosphorfracht in jeder Zelle. Zudem können die Schwebstoff- und Phosphorretention in jeder Zelle sowie die Fließzeiten von jeder Zelle zum Gebietsauslass angegeben werden.

Um Emissionen aus diffusen Quellen möglichst effizient zu reduzieren, sollen Maßnahmen vor allem dort gesetzt werden, wo sie für die jeweilige Zielerreichung effektiv wirken. So unterscheiden sich die Zellen in ihrem Beitrag zu den Emissionen und ihrer Transportwirksamkeit. Jene Zellen, die am meisten zu den lokalen Emissionen beitragen, bieten sich als Zielobjekte für ein Quellmanagement (z.B. Erosionsschutz, Umwandlung der Landnutzung) an. Andere Zellen, die möglicherweise weniger Emissionen aufweisen, aber eine wichtige Transportfunktion aufweisen, bieten sich als Zielobjekte für Maßnahmen zur Transportminderung von Schwebstoffen und Phosphorfrachten an (ökologische Ausgleichsflächen,

Gewässerrandstreifen zur Retention von Schwebstoffen). Das Optimierungsmodell basiert auf zwei Funktionen, die Auswirkungen auf eine Zelle haben können: Quellmanagement und Transportminderung. Der Algorithmus des Optimierungsmodells schätzt für jede Zelle die durch eine Maßnahme in dieser Zelle erreichbare Frachtreduktion für partikulären Phosphor in Hinblick auf den Phosphortransport an einem Betrachtungspunkt im Einzugsgebiet ab und legt eine Maßnahme für jene Zelle fest, welche die höchste Effektivität aufweist. Diese Maßnahme beeinflusst das Reduktionspotential anderer Zellen. Danach wird die Rechnung von neuem gestartet und erneut die Zelle gesucht, in der durch eine Maßnahme unter den geänderten Bedingungen die höchste Effektivität zur Frachtreduktion erreicht wird. Dieser Prozess wird solange wiederholt, bis ein vorgegebenes Ziel zur Frachtverminderung erreicht ist. Das Ergebnis ist eine Prioritätenreihung der Zellen in Hinblick auf die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Phosphorfrachten in einem Punkt des Gewässernetzes.

6.2 Beispielregionen und Inputdaten

Insgesamt wurden 29 Teileinzugsgebiete, anhand der Ergebnisse des Projektes „Nährstoffströme“, für eine Phosphoremissionsmodellierung mit höherer räumlicher Auflösung ausgewählt (Abbildung 34). Diese Gebiete weisen teilweise ein höheres Erosionspotential und bedeutende Phosphorgewässerfrachten, teilweise verursacht durch Erosion, auf bzw. sind relativ unbelastet und wurden zu Vergleichszwecken betrachtet. In einem ersten Schritt wurden nur die partikulären Frachten, die durch Erosion entstehen, modelliert. Aus den Teileinzugsgebieten wurden insgesamt fünf größere Testgebiete (Regionen) anhand des Abflussbaums für die Modellierung formiert. 58 Messpunkte mit meist zweiwöchentlichen Messintervallen von Wasserqualitätsparametern standen zur Verfügung (Abbildung 34).

Während das Modell MONERIS aufsummierte Gebietsgrößen der verschiedenen Einzugsgebietscharaktere verwendet, benötigt das Modell PhosFate die räumliche Verteilung dieser Parameter als Eingangsdaten. Vier digitale Basiskarten gehen als Input in PhosFate ein:

- Höhenmodell mit einer Auflösung 25x25 m (sie definiert die Rastergröße in diesem Fall)
- Oberboden Parameter (Bodentyp, Humusgehalt) der EBOD-Karte (landwirtschaftliche Böden) und einer europäischen Bodenkarte (andere Böden, EC JRC)
- Landnutzung aus der SINUS Landnutzungskarte (Hollaus und Suppan, 2003)
- Landwirtschaftlicher Phosphorüberschuss auf Katastralgemeindeebene aus dem Projekt „Nährstoffströme“

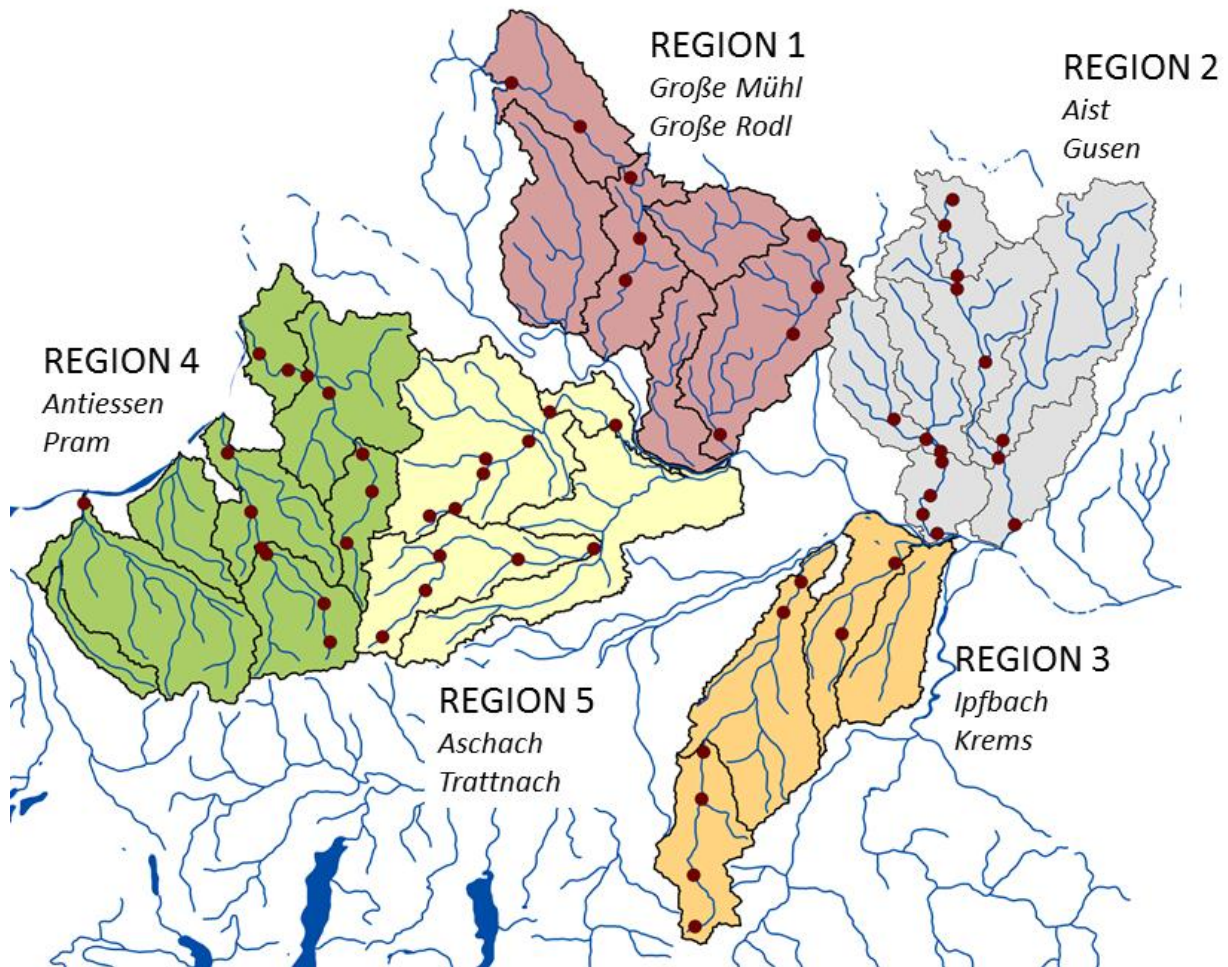


Abbildung 34: Testgebiete für die Modellierung mit höherer räumlicher Auflösung (rote Punkte repräsentieren die Messstationen)

Niederschlag-, Abfluss- und Wasserqualitätsdaten wurden für den Zeitraum 2001-2006 aus nationalen Datenquellen gesammelt. R-Faktoren wurden aus den Niederschlagsmengen berechnet (Strauss *et al.*, 1995). Gesamte partikuläre Phosphorfrachten wurden anhand der gemessenen Abfluss- und partikulären Phosphorkonzentrationen mit der ICPDR-Methode bestimmt (ICPDR, 2002). Ereignisfrachten, die durch Erosion generiert wurden, wurden aus den gesamten partikulären Phosphorfrachten durch Subtraktion der Basisfrachten abgeleitet. Die Basisfrachten, die die partikulären Phosphorfrachten aus Kläranlagenabläufen und Sediment Resuspension umfassen, wurden als Produkt der mittleren Basisabflussmenge und der mittleren partikulären Phosphorkonzentrationen (PP) bei Niedrigwasserführung berechnet. Messstellen, die nur wenige Daten für Hochwasserereignisse (entweder wenige Hochwasserereignisse oder nichtrepräsentative Konzentrationswerte für ein Emissionsereignis) enthalten, wurden in dieser Phase nicht berücksichtigt, weil eine Berechnung der jährlichen Ereignisfrachten aus wenigen Daten zu starken Ungenauigkeiten führen kann. Insgesamt wurden aufgrund der angeführten Kriterien 19 Messstationen verworfen, so dass die verbleibenden 39 Pegel für die Kalibrierung und Validierung verwendet werden konnten. Für jedes Testgebiet wurden die Frachtwerte der Auslasspunkte für die Kalibrierung, und die oberhalb gelegenen Pegel für die Validierung verwendet.

6.3 Ergebnisse

Ergebnisse der PP Transportmodellierung mit PhosFate sind in Abbildung 34 dargestellt. Die meisten Punkte liegen in dem 30% Abweichungsbereich. Region 1 und 2 haben relativ kleine Abweichungen, die anderen weisen größere Abweichungen auf. Unter Berücksichtigung dass bereits die Frachtermittlung aufgrund der zweiwöchentlichen Daten Unsicherheiten enthält ist der Pegelabgleich akzeptabel, obwohl es einige Punkte (insbesondere aus Region 4 und 5) mit größerer Diskrepanz zwischen beobachteten Frachten und modellierten Frachten gibt.

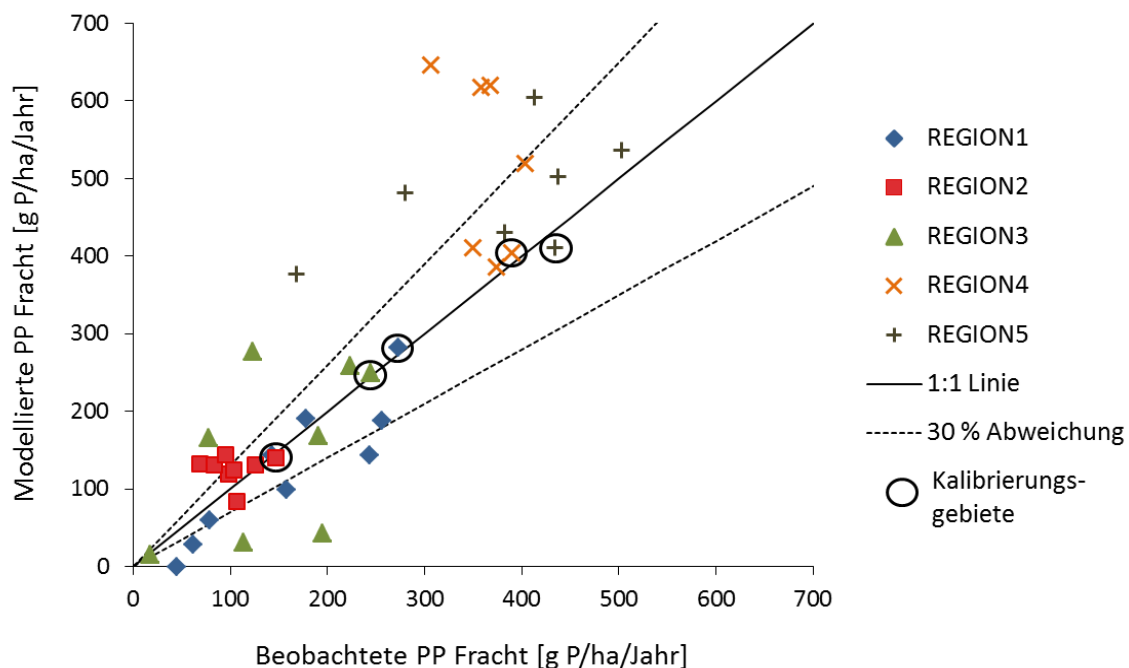


Abbildung 35: Modellierte und beobachtete PP Frachten der Testgebiete

Abbildung 36 zeigt einen Vergleich des mittleren Bodenabtrags für die fünf Regionen (Testgebiete), jeweils für das Modell PhosFate und MONERIS. MONERIS verwendet Erosionswerte einer Bodenabtragskarte (wpa und BAW, 2009) als Inputdaten, PhosFate berechnet diese Werte aus meteorologischen und lokalen Bodendaten unter Berücksichtigung der Topographie (Hangneigung). Der relativ geringe Unterschied zwischen beiden Ansätzen deutet auf eine plausible Abbildung des Bodenabtrags durch das Modell PhosFate hin.

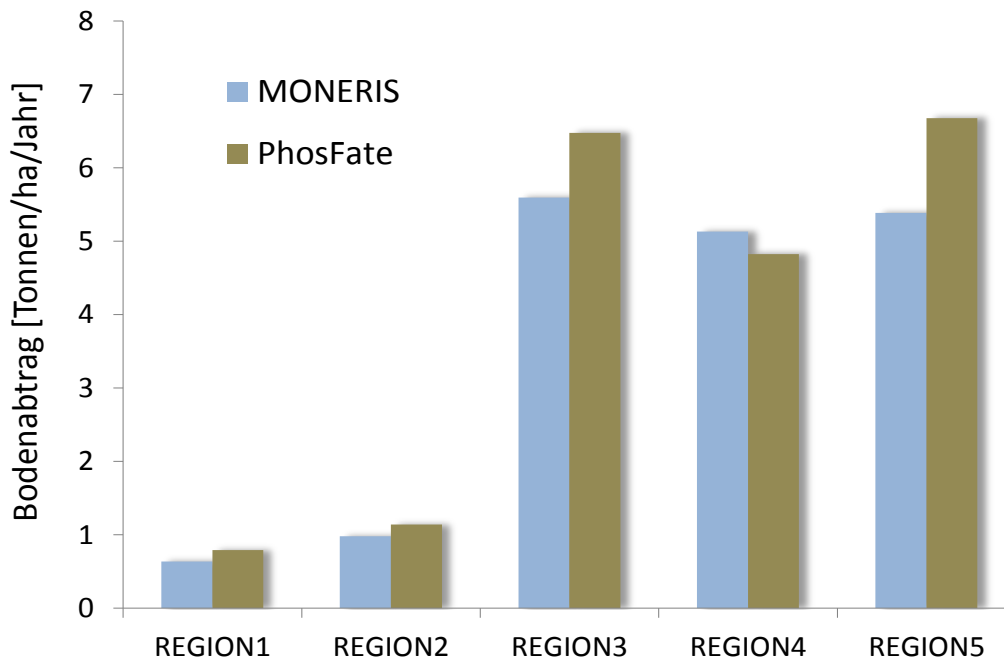


Abbildung 36: Durchschnittliche Bodenabtragswerte verwendet für das MONERIS Modell (Eingangsdaten) und berechnet durch das PhosFate Modell (modellierte Werte) auf Regionsebene

Die räumliche Verteilungen der PP Emissionen sind für alle Regionen in Abbildung 37 dargestellt. Die Zellen mit rötlichen Farben repräsentieren Flächen welche hohe PP Emissionen aufweisen. In diesen Gebieten kann eine Verminderung des P Eintrages notwendig sein um die lokalen Phosphorverluste aus dem Oberboden zu reduzieren. In Region 1 und 2 sind weniger Flächen mit hohen PP Emissionen vorhanden und zudem sehr fragmentiert. Region 3, 4 und 5 haben einen deutlich höheren rötlichen Flächenanteil mit größeren Einzelflächen. Ein relativ geringer Flächenanteil verursacht die PP Emissionen in den einzelnen Regionen. Eine geostatistische Auswertung ergibt dass in Region 1 7% der Flächen (Emissionen größer als 1 kg P/ha/Jahr) 83% der gesamten Emissionen verursachen. Für Region 2 sind es 9% der Flächen mit einem Emissionsbeitrag von 85%. Für Region 3 40% der Flächen und 96%, für Region 4 25% der Flächen und 95%, und für Region 5 31% und 96%. Das heißt, dass nur etwa 30-40% der gesamten Fläche für die gesamten P Emissionen verantwortlich sind. Aus diesem Grund ist es extrem wichtig, die Flächen mit hohen Emissionen in einem Einzugsgebiet auszuweisen, um so auch Phosphorverluste aus dem Oberboden gezielt reduzieren zu können.

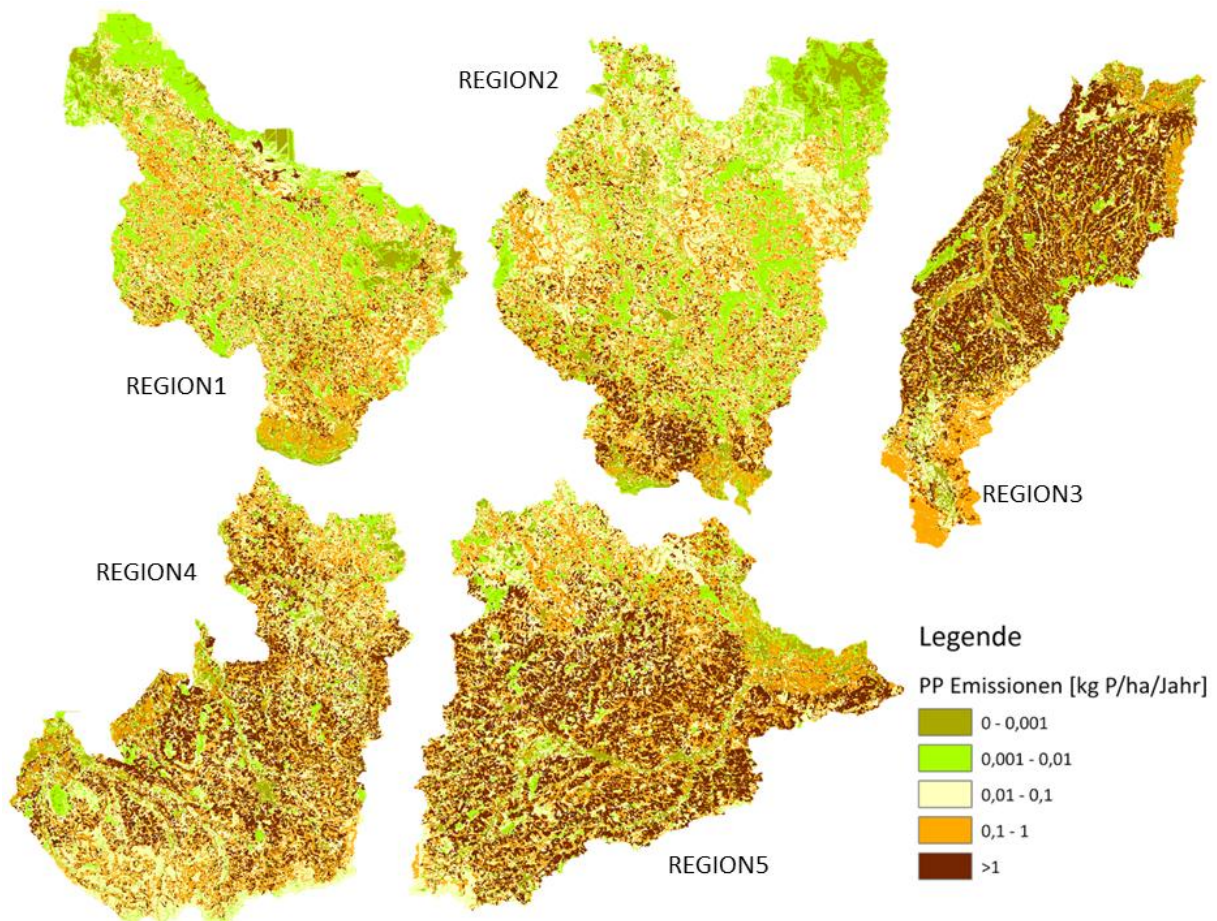


Abbildung 37: Räumliche Verteilung der PP Emissionen

6.4 Wirkungsverbessertes Management in einer Beispielregion

Die –Verbesserung der Wirkung des Erosionsmanagements wird anhand Region 4 vorgestellt. Das Ziel ist, ein optimiertes, effektives Management der Phosphoremissionen aufzuzeigen. Wenn das Managementziel die Verbesserung der Wasserqualität der Oberflächengewässer ist, müssen nicht auf der ganzen Fläche Maßnahmen ergriffen werden, sondern nur in Zellen, die einen bedeutenden Beitrag zu den Gewässerfrachten beisteuern. Abbildung 38 zeigt die Beiträge der Einzelzellen an den Gewässerfrachten der Auslasspunkte (als Fracht welche von der jeweiligen Zelle bis an den Auslasspunkt transportiert wird). In Abbildung 37 (Region 4) ist etwa ein Viertel der Gebietsgröße rot (das bedeutet Emissionen größer als 1 kg P/ha/Jahr). Nur 2% des Einzugsgebietes von Region 4 (mit Zellenfrachten größer als 1 kg P/ha/Jahr) sind für etwa 70% der Gesamtfracht verantwortlich. Insgesamt sind 9% der gesamten Fläche (inklusive Zellenfrachten größer als 0.1 kg P/ha/Jahr) für 95% der transportierten Fracht verantwortlich. Die in Hinblick auf den Pegel relevantesten Quellbereiche liegen im näheren Umfeld der Fließgewässer. Die Breite des Einflussbereiches nimmt dort zu, wo ein hoher Anteil an Ackerflächen mit hügeligem Gelände zusammenfällt (höhere Emissionen). Entsprechend reduzieren sich die Zellen mit hohen Beiträgen in die Gewässer gegenüber den Zellen im Gebiet mit hohen Emissionen (Abbildung 37) deutlich. Ein effektives Wasserqualitätsmanagement kann aber erst durch die Identifikation dieser Flächen abgeleitet werden.

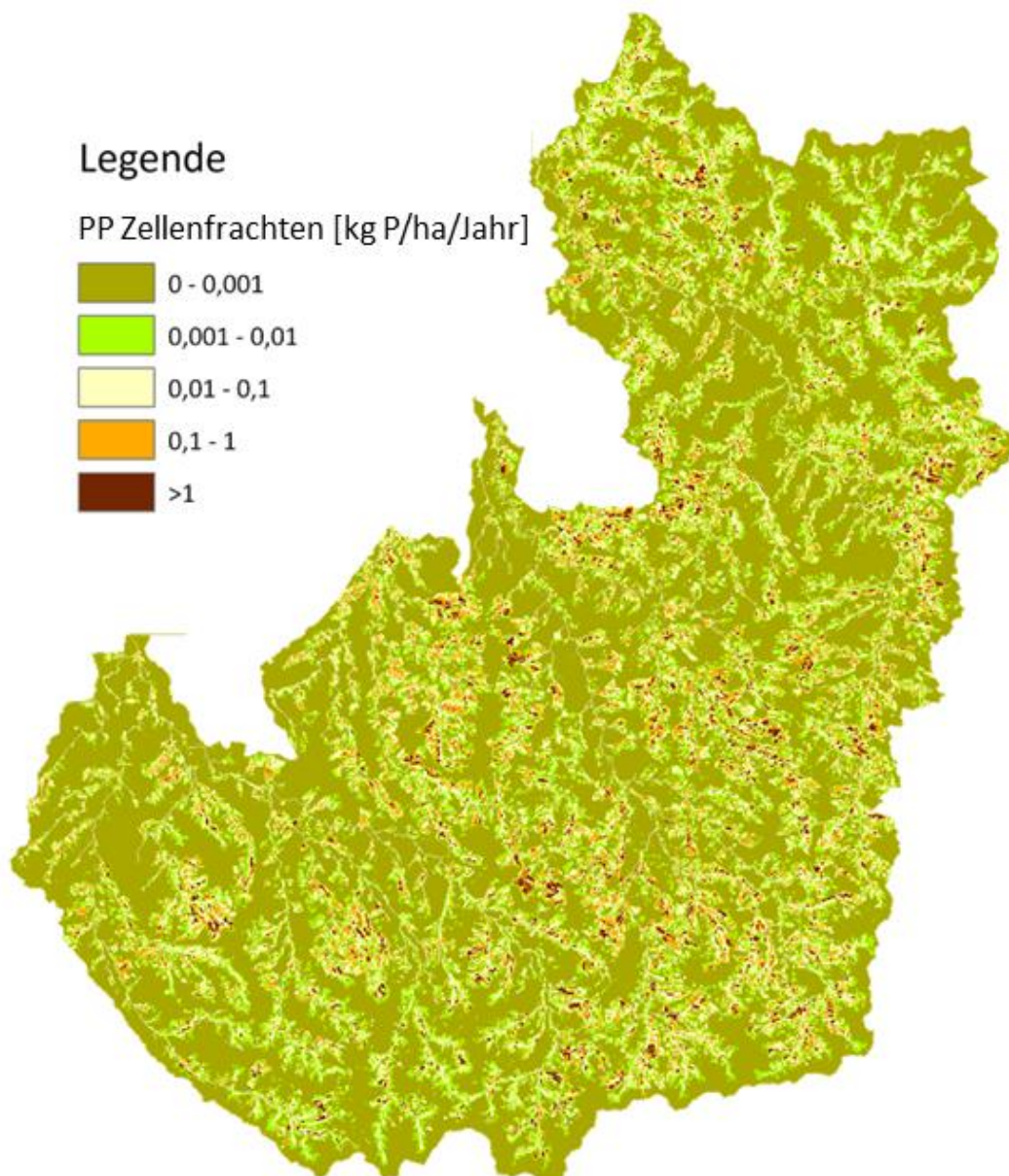


Abbildung 38: Beiträge der Einzelzellen zu den Gewässerfrachten der Auslasspunkte

Auf Basis von Abbildung 38 wurde ein optimiertes Management der PP Emissionen der Region 4 entwickelt. Die resultierende Verortung notwendiger Maßnahmen ist in Abbildung 39 dargestellt. In diesem Beispiel wurde 1% der Flächen für die Maßnahmen ausgewählt. Der oben beschriebene Optimierungsalgorithmus wählt nacheinander die Zellen aus, in welchen die Frachten durch eine spezifische Maßnahme am Meisten reduziert werden können. Bei Implementierung dieser Maßnahme auf den ausgewiesenen 1% (1100 ha) der Flächen ist eine potenzielle Verminderung der Fracht um 70% erreichbar. Weil eine Maßnahme in einer Zelle die Frachten der oberen und unteren Zellen in der hydrologischen Hierarchie beeinflusst, ist es nicht notwendig, alle in Abbildung 7 dargestellt effektiven Quellen zu verändern, sondern nur die wichtigste Zelle mit der größten Frachtverminderung in jedem Transportpfad. Deshalb können Maßnahmen auf nur 1% des Gebietes bereits zu 70% Frachtreduktion führen, obwohl ein höherer Gebietsanteil (2%) für 70% der ursprünglichen Gewässerfrachten verantwortlich ist.

Die Verortung der Maßnahmen betrifft ausschließlich landwirtschaftliche Gebiete, meist Ackerflächen. 40% der ausgewählten Zellen liegt in der direkten Pufferzone der Gewässer (Nachbarzellen), 66% ist näher als 50 m zu einem Gewässerufer. Dies unterstreicht, dass für die Reduktion des erosiven Eintrages von Phosphor effektiv vor allem durch Gewässerrandstreifen mit entsprechender Breite erreicht werden kann. Die restlichen Zellen sind hauptsächlich weitere landwirtschaftliche Quellengebiete mit einer direkten Transportverbindung zu den Gewässer, die einen durchschnittlichen Emissionswert von 20 kg P/ha/Jahr aufweisen. Wenn neben dem Gewässerschutz auch Ressourcenmanagement (Verminderung der P-Verluste aus dem Oberboden) angestrebt wird, sollten neben Maßnahmen, die den Eintrag in die Gewässer effektiv reduzieren auch Maßnahmen gesetzt werden, die bei den relevantesten Quellengebieten (dargestellt in Abbildung 37), die einen Emissions- oder Erosionswert größer als einem bestimmten Grenzwert (z. B. 10 Tonnen/ha/Jahr Bodenabtrag) ansetzen. Wenn diese Regulierung keine ausreichende Verbesserung der Wasserqualität bringt, dann können durch die Optimierung die anderen relevanten Zellen identifiziert werden, die nach Maßnahmensetzung zu einer weiteren Verbesserung der Wassergüte führen können.

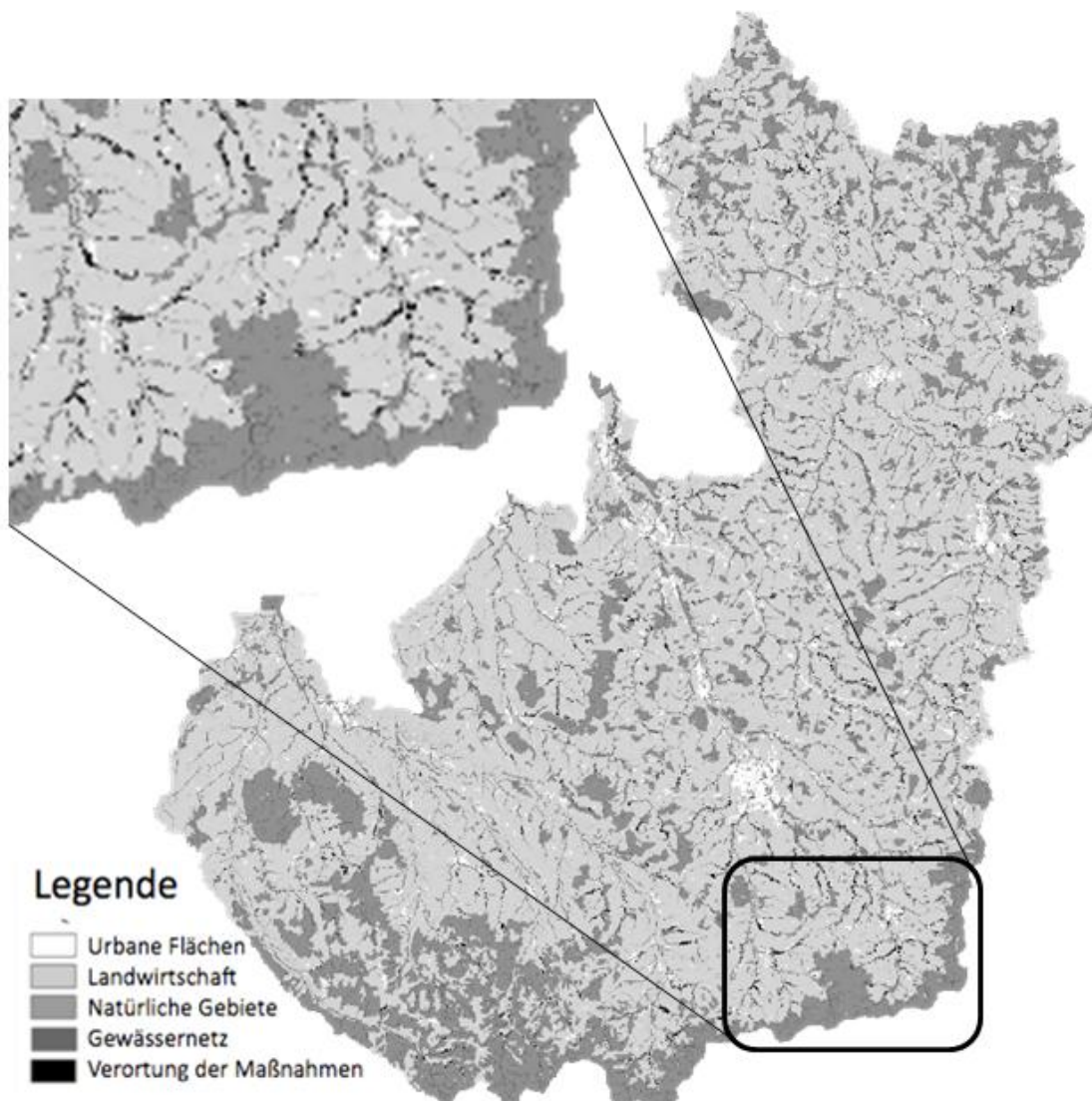


Abbildung 39: Verortung effizienter Maßnahmen für den Gewässerschutz

Die Ergebnisse zeigen die sogenannten „hot-spots“ in dem Einzugsgebiet, die wahrscheinlich gezielte Maßnahmen benötigen, um die Wasserqualität der Oberflächengewässer effektiv (mit minimalem Gebietsbedarf) zu verbessern. Dieses Verfahren kann als eine Screening-Methode verstanden werden, bei der die resultierende Verortung der Maßnahmen die Bereiche des Einzugsgebietes mit dem höchsten Risiko (in Hinblick auf den Phosphoreintrag) ausweist. Zur Ausführung eines konkreten Aktionsprogramms sind darüber hinaus weitere detaillierte „field-scale“ Modellierungen und/oder lokale Informationen und Erfahrungen hilfreich. Die Optimierung kann die notwendige Fläche eines detaillierten Managementprogrammes (Messungen, Modellierung, Planung und Ausführung der Maßnahmen) durch die Identifizierung der kritischen Flächen des Einzugsgebietes verringern und die Maßnahmen (und somit auch die Förderungen der Landwirte für die Implementierung der Maßnahmen) effizient verteilen. Die Optimierung am Beispiel von Region 4 zeigt zum Einen die Möglichkeiten der Modellierung und demonstriert zum Anderen, dass bei gezielter Verortung von Maßnahmen in der Landwirtschaft deutliche Effizienzsteigerungen sowohl in Hinblick auf die Vermeidung von Bodenverlusten durch Erosion als auch in Hinblick auf den Phosphoreintrag über die Erosion in Fließgewässer erreicht werden können.

6.5 Ausblick

Die ersten Ergebnisse zeigen, dass bereits eine hohe Reduktion von Einträgen aus der Erosion/Phosphoremision erreicht werden kann, wenn auf einem kleinen Flächenanteil (mit maximalen gewässerwirksamen Frachtbeiträgen) erosionsmindernde oder transportreduzierende Maßnahmen umgesetzt werden. Die Möglichkeit der Verortung von Maßnahmen soll auch im anschließenden Projekt „Maßnahmenstrategie“ ein wichtiger Bestandteil werden. Eine Optimierung wird für alle Beispielregionen durchgeführt und die Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmenvarianten evaluiert.

7. Schlussfolgerungen

Im Rahmen des aktuellen Projektes „Maßnahmenwirkung“ wurde vorerst die Datenlage zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer Oberösterreichs weiter verbessert. Im speziellen zeigte sich, dass bei Verwendung der Landnutzungsinformation aus „Corine landcover“ große Ungenauigkeiten für die Darstellung der Landnutzung in Oberösterreich entstehen. Hier wurde auf den wesentlich detaillierteren Datensatz der Invekos-Daten zurück gegriffen. Insgesamt kam es jedoch bei der Neuberechnung der Eintragspfade nur zu geringeren Verschiebungen, da die Veränderungen bei der Landnutzung durch Änderungen bei den verwendeten Bodenabtragskarten zu einem großen Teil wieder ausgeglichen wurden.

Die zentrale Aufgabe des Projektes war jedoch eine Koppelung der Bewertung lokaler Maßnahmenwirksamkeiten mit der Quantifizierung der Nährstoffemissionen über unterschiedliche Eintragspfade mit Hilfe des MONERIS-Modells. Diese Aufgabe konnte umgesetzt und genutzt werden um beispielhaft das Potential unterschiedlicher Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft zur Verringerung der Nährstoffbelastungen von Fließgewässern zu ermitteln. Weiters wurde die Möglichkeit geschaffen und dokumentiert mit Hilfe des PhosFate-Modells Quellbereiche für erosive Phosphoremissionen in hoher Auflösung zu identifizieren sowie Flächen, auf welchen Maßnahmen zur Reduktion von erosiven Phosphoreinträgen in die Fließgewässer effektiv wirksam sind, zu lokalisieren. Insgesamt wurde dadurch eine Grundlage geschaffen um in einem weitergehenden Projekt weitere Untersuchungen zur Bewertung unterschiedlicher Strategien und Maßnahmenpakete durchzuführen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass im Bereich der Landwirtschaft vor allem die Maßnahmen „Gewässerrandstreifen“ und „Fruchtfolgeauflagen“ ein großes Potenzial für eine Verminderung des Eintrags von P in Oberflächengewässer haben.

Zur Gewässerrandstreifenmaßnahme ist anzumerken, dass für die Berechnung eine flächendeckende Umsetzung angenommen wurde, in der derzeitigen Programmperiode des ÖPUL die Akzeptanz jedoch gering war. Damit ist zwar ein großer Spielraum für eine Ausdehnung der Maßnahme gegeben, die bisher offensichtlich bestehenden Hürden in der Umsetzung müssten jedoch analysiert und beseitigt werden, um das bestehende Potenzial zu realisieren. Hervorzuheben ist bei dieser Maßnahme, dass die Ergebnisse aus den Berechnungen, die mit MONERIS durchgeführt wurden, weitgehend durch jene aus dem PhosFate Modell bestätigt werden. Hier konnte zudem dokumentiert werden, dass durch eine gezielte Verortung der Maßnahmen zum Erosionsschutz eine deutliche Effizienz-Steigerung zu erwarten ist.

Fruchtfolgeeinschränkungen auf steiler geneigten Hängen mit dem Ziel einer Erosionsminderung waren bisher nicht in Agrarumweltprogrammen enthalten. Nun könnte ein guter Zeitpunkt sein, diese Maßnahme als Vorschlag in die laufende Programmdiskussion einzubringen, da mit der vorliegenden Modellapplikation die Wirksamkeit dieser Maßnahme quantifiziert werden konnte. Wesentliche Argumente sind die starke Wirkung im Vergleich zu den bereits existierenden Erosionsschutzmaßnahmen sowie das Eigeninteresse der Landwirtschaft am Bodenschutz, das in diesem Zusammenhang auch im Rahmen der Officialberatung verwendet werden sollte.

Die bestehenden in Oberösterreich relevanten Maßnahmen „Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ und „Mulch- und Direktsaat“ haben in großen Bereichen ihr Potenzial bereits weitgehend ausgeschöpft. Im Hinblick auf eine zukünftige Schutzwirkung ist es daher eher von Bedeutung die Maßnahmen zu erhalten als sie weiter auszubauen.

Eine durchgehende Bodenbedeckung hat, abgesehen von den Gewässer-randstreifen, nur ein beschränktes Potenzial für eine Verminderung der P-Einträge in Oberflächengewässer, wenn davon ausgegangen wird, dass Ackerflächen im Umfang von 7% für diese Maßnahme zur Verfügung stehen. Auch wenn eine Konzentration dieser Maßnahme auf steile Hänge aus Sicht des Bodenschutzes sinnvoll wäre, führt dies zu keiner erheblichen Steigerung der Maßnahmenwirkung im Hinblick auch den Oberflächengewässerschutz.

Für eine Reduktion der N-Einträge aus der Landwirtschaft zeigen sich jene Maßnahmen als gut wirksam, die auf eine Verminderung der Stickstoffdüngung abzielen, entweder durch eine generelle Limitierung des N-Düngeaufwands auf ein Niveau, das der weithin vorherrschenden mittleren Ertragslage entspricht oder durch eine Berücksichtigung des Bodenvorrats an leicht verfügbarem Stickstoff. Beides vermindert einen wesentlichen Teil der im Rahmen der Bodenbewirtschaftung feststellbaren Überschüsse. Die Maßnahmen haben unter anderem deswegen ein hohes Wirkungspotenzial, da sie derzeit nur in sehr begrenztem Umfang umgesetzt werden und damit eine sehr erhebliche Steigerung der Teilnahmefläche möglich wäre. Beide Maßnahmen sind im derzeitigen ÖPUL nicht enthalten, so dass empfohlen wird, sie in die laufende Programmdiskussion für Nachfolgeprogramme einzubringen.

Die Wirkung der Zwischenbegrünungen ist im Vergleich mit anderen Maßnahmen jedenfalls nicht zu vernachlässigen, im Hinblick auf Stickstoff gilt aber dasselbe wie für Phosphor: das Potenzial ist bereits zu einem großen Teil ausgeschöpft. Wesentliche Schlussfolgerung ist daher diese Maßnahme zukünftig zu erhalten.

Die Wirkung von Stilllegungen oder einer durchgehenden Bodenbedeckung mit Nutzung (z.B. durch Umwandlung von Acker in Grünland) konnte zwar in Detailuntersuchungen immer wieder bestätigt werden, wird aber im Rahmen dieser Studie nur bedingt sichtbar. Ein wesentlicher Grund ist das angenommene beschränkte Flächenpotenzial, ein anderer, dass in der vorliegenden Studie keine flächenspezifische Auswahl erfolgte, die Flächen mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko für die Maßnahme priorisiert.

Durch die Implementierung der Nährstoffentfernung als Stand der Technik bei allen größeren Kläranlagen (> 5000 EW für Stickstoff, > 1000 EW für Phosphor) konnten die Nährstoffemissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft bereits in den letzten Jahrzehnten deutlich reduziert werden. Fraglos sind diese Maßnahmen weiter aufrecht zu erhalten. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft hat vor allem eine weitere Ausweitung der Emissionsanforderungen an kommunale Kläranlagen das Potential einer weiteren Emissionsreduktion und wurde daher näher betrachtet. Die Berechnungen zeigen, dass die Umsetzung entsprechender Maßnahmen vor allem für den Phosphor für einzelne Gewässer nach wie vor das Potential hat, die Gewässerbelastung im relevanten Umfang weiter zu verringern und damit im Falle von Überschreitungen des UQZ zu dessen Einhaltung beizutragen.

8. Ausblick

In dem aktuellen Projekt standen im Wesentlichen die methodische Umsetzung (Implementierung) möglicher Maßnahmen im Modell MONERIS, erste pauschale Ergebnisse (Maßnahmenumsetzung in ganz Oberösterreich auf allen potenziellen Flächen) sowie die Einrichtung des PhosFate-Modelles zur regionalen Differenzierung der Quellen von erosivem Eintrag im Vordergrund. In einem Folgeprojekt mit dem Titel „Konzipierung und Ausrichtung übergeordneter strategischer Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer“ soll eine detaillierte Betrachtung realistischer Maßnahmen und Maßnahmenpakete in den oberösterreichischen Einzugsgebieten vorgenommen werden und Möglichkeiten der regionalen und lokalen Verortung analysiert werden.

Auf Grundlage machbarer und realistischer Vorgaben werden Umsetzungs- und Teilnahmeszenarien abgeleitet und die zu erwartende Machbarkeit sowie der zu erwartende Nutzen aus der Umsetzung dargestellt. Durch diese Vorgehensweise kann eine konkrete Einschätzung möglicher Verringerungen von Nährstoff-Emissionen in Oberösterreich bei einer entsprechenden Umsetzung abgeleitet werden. Darüber hinaus sollen die bislang nicht detailliert betrachteten gasförmigen Emissionen aus der Stallhaltung (die bislang nur in den Gesamtdepositionen enthalten sind) sowie die Bedeutung von verlustarmer Ausbringung von Wirtschaftsdünger und ihre Relevanz, auf Basis der Ergebnisse aktuell laufender Parallelprojekte im Detail behandelt werden.

Weiterführend wird auf Ebene ausgewählter oberösterreichischer Teileinzugsgebiete ein optimierter Einsatz von Maßnahmen entwickelt, was die Berücksichtigung der spezifischen physischen und anthropogenen Bedingungen in den einzelnen Teileinzugsgebieten voraussetzt. Analog zu dem obenstehenden kann, bei Optimierung der Maßnahmen in den Einzugsgebieten, eine optimale Reduktion der Nährstoff-Emissionen ausgewiesen werden. Bei immissionsseitiger Umlegung der Einträge kann somit die veränderte Nährstoffsituation im Hauptgewässer der Teileinzugsgebiete dargestellt werden. Dies ermöglicht zum Einen eine Abschätzung welche Maßnahmen in welchem Ausmaß in dem Einzugsgebiet ergriffen werden können, um die in der QZV Ökologie festgelegten Zielvorgaben (Nährstoffe) zu erreichen, zum Anderen gibt eine solche Vorgehensweise Auskunft darüber, ob eine Zielerreichung in dem Teileinzugsgebiet durch die Setzung der betrachteten Maßnahmen möglich sein kann. Im Hinblick auf das zukünftige Agrarumweltprogramm, das dem derzeit laufenden ÖPUL nachfolgt, sollte es auf dieser Basis möglich sein, für einzelne Maßnahmen Zielvorgaben für die Teilnahme bezogen auf die Anforderungen des Oberflächengewässerschutzes zu formulieren. Die genauere und zeitnahe Abschätzung der Zielerreichung ist auch deshalb so wichtig, da bis 2021 die Zielerreichung in prioritären Gewässern vorgeschrieben ist, und so mögliche weitergehende Maßnahmen getestet, oder aber in einzelnen Fällen eine genaue Strukturanalyse für ein vermeintliches Verfehlen der Zielvorgaben durchgeführt werden kann.

Neben den in diesem Projekt betrachteten Maßnahmen soll in dem Folgeprojekt zusätzlich die für die Reduktion der Stickstoffeinträge aus dem Bereich der Landwirtschaft taugliche Maßnahme eines verbesserten

Wirtschaftsdüngermanagements (Vergrößerung des Lagerraums) in seiner Wirkung bewertet. Die Grundlagen dazu werden für die Bearbeitung rechtzeitig vorliegen. Zur Möglichkeit NH_3 Emissionen der Landwirtschaft zu reduzieren, werden ebenfalls weitere Untersuchungen vorgesehen, um verbesserte Berechnungsgrundlagen nutzen zu können.

Die Wirksamkeit der Maßnahmen zur Reduktion der P Emissionen und Immissionen wird für „Durchgehende Bodenbedeckung“, „Begrünung von Ackerflächen“, „Bodenbearbeitung“ und „Fruchtfolgeauflagen“ in den Einzugsgebieten näher betrachtet.

Speziell wird es auch Aufgabe des Folgeprojektes sein zu überlegen, wie unterschiedliche Maßnahmen kombiniert werden können, um unter spezifischen regionalen Rahmenbedingungen Gewässerschutzziele erreichen zu können.

Da in vielen Fällen mit Überschreitung der Zielvorgaben für Phosphor der Eintragspfad der Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Flächen eine bedeutende Rolle spielt, sind insbesondere Maßnahmen zum Erosionsschutz zu betrachten. Erste Ergebnisse aus dem aktuellen Projekt belegen, dass ein Großteil der erosionsbedingten Einträge von einem flächenmäßig sehr kleinen Anteil des Einzugsgebietes stammen kann bzw. Maßnahmen auf einem kleinen Teil der Flächen den Eintrag in die Gewässer wirksam reduzieren können. Eine Umsetzung von Erosionsschutzmaßnahmen auf einem kleinen Teil des Einzugsgebietes könnte somit zu einer hohen Reduktion der Phosphor Einträge aus der Erosion führen. Mittels des bereits teilweise in diesem Projekt für verschiedene Testgebiete eingerichteten rasterbasierten Modells PhosFate können die relevanten Flächen ermittelt werden. Durch einen iterativen, inversen Modellalgorithmus kann darüber hinaus zielvorgabenorientiert (Reduktion der Phosphorfracht am Auslass des Einzugsgebietes) die Umsetzung auf den dafür effektivsten Flächen im Einzugsgebiet berechnet werden. Damit kann bei der Maßnahmensetzung im Falle der Erosion nicht nur der Effekt auf die Emissions- und Immissionssituation dargestellt werden, sondern es werden darüber hinaus die zu setzenden Maßnahmen im Einzugsgebiet verortet.

Die Ergebnisse zur Maßnahmenoptimierung, ihrem emissions- und immissionsseitigen Reduktionspotenzial sowie die Verortung von Maßnahmen zum Erosionsschutz in den Testgebieten werden anhand von Karten visualisiert, was die einfache und anschauliche Interpretation der jeweiligen Situation in Oberösterreich zulässt und mögliche Schwerpunkte mit erhöhtem Handlungsbedarf ausweist.

Bei der optimalen Durchführung von Maßnahmen ist neben der Machbarkeit und den Auswirkungen auf die Zielerreichung natürlich die Kostenaufwendung eine wesentliche Fragestellung. Auf Grundlage von Expertenwissen soll eine Kosten-Nutzen Matrix erstellt werden, die dazu verwendet werden kann, neben den Maßnahmen und ihrem Effekt ebenfalls die dafür notwendigen Aufwendungen abzuschätzen. Im Falle unverhältnismäßig hoher Kosten können so alternative, weniger kostenaufwendige Maßnahmen ausgewiesen und der ökonomische Aufwand für eine mögliche Zielerreichung dargestellt werden.

9. Literaturverzeichnis

- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (2009): Kommunale Abwasserreinigungsanlagen in Oberösterreich – Informationsbroschüre des Landes Oberösterreich. Amt der Oö. Landesregierung. Linz, 2009.
- Auerswald K., F. Schmidt (1986); pers. Mündl. Mitt. Auerswald K. (1990): C-Faktoren der Einzelfrüchte. Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, GLA-Fachberichte 1.
- Auerswald K., A. Schwab (1999): Erosionsgefährdung (C-Faktor) unterschiedlich bewirtschafteter Weinanbauflächen. *Vitic. Enol. Sci.* 54, 54-60.
- BAW (2007): Bodenabtragskarte Österreichs für das Jahr 2004, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (2000): ÖPUL 2000. Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): ÖPUL 2007 (2009). Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft.
- Deumlich, D., L. Völker (1994): Nutzung der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung zur Bodenabtragungsschätzung im Zuge des Agrarlandschaftswandels in Nordostdeutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 74, 175 – 178.
- EC JRC. Homepage of the European soil portal. <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/>. European Commission — Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability (EC JRC).
- Frede H.-G., S. Dabbert (1998). C-Faktoren für häufige Fruchtfolgen. Die gute fachliche Praxis im Bodenschutz. www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de.
- Hollaus M, Suppan F. Landbedeckungsdatensatz aus der Kulturlandschaftsforschung (SINUS). Universität für Bodenkultur Wien: Workshop „Geodaten zur Landbedeckung in Österreich“ 05.12.2003; 33-44.
- Honti M, Istvanovics V, Kovacs A. Balancing between retention and flushing in river networks — optimizing nutrient management to improve trophic state. *Science of the Total Environment* 2010; 408:4712–21. ICPDR. Water quality in the Danube River Basin TNMN Yearbook 2001. Vienna: International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR); 2002.
- ICPDR (2005) Water Quality in the Danube River Basin- 2005 TNMN Yearbook (http://www.icpdr.org/icpdr-pages/tnmn_yearbooks.htm).

- Kovacs A, Fulop B, Honti M. Detection of hot spots of soil erosion and reservoir siltation in ungauged Mediterranean catchments. *Energy Procedia* 2012a; 18:934–43.
- Kovacs A, Honti M, Clement A. Design of best management practice applications for diffuse phosphorus pollution using interactive GIS. *Water Science and Technology* 2008; 57(11):1727–33.
- Kovacs A, Honti M, Zessner M, Eder A, Clement A, Blöschl G. Identification of phosphorus emission hotspots in agricultural catchments. *Science of the Total Environment* 2012b; 433:74-88.
- Schwertmann, U., W. Vogl, M. Kainz (1987). *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. 2. Auflage. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Strauss P, Auerswald K, Klaghofer E, Blum WEH. Erosivität von Niederschlägen: ein Vergleich Österreich-Bayern. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 1995; 36:304–8.
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft Jena (2007). VERSTOLA - Projekt. www.tll.de/verstola/content/verstola/methodik/dabag/c-faktor/c-tabelle.html.
- Umweltbundesamt GmbH in Kooperation mit wpa GmbH (2005): *Wirksamkeit der Maßnahme Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter und der Maßnahme Erosionsschutz im Weinbau des ÖPUL 2000 auf das Erosionsrisiko*. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW.
- Venohr, M., Behrendt H, Hirt, U., Hofmann, U., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2009): *Das Modell System MONERIS – Version 2.14.1vba*. Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V., Berlin, 2009.
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Verordnung über das Aktionsprogramm 2003 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen geändert wird. CELEX Nr. 391L0676. *Amtsblatt der Wiener Zeitung*, 16.2.2006.
- Wpa GmbH und BAW (2007): *Maßnahmenkatalog*. Beitrag zum Maßnahmenkatalog gem. WRG § 55e (3) - Bereich diffuse Einträge aus der Landwirtschaft.
- Wpa GmbH und BAW (2008): *ÖPUL Evaluierung - Wirkung der neuen Begrünungsvariante A1 und der Untersaat Mais*. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW.
- Wpa GmbH und BAW (2009): *Änderung in der Gesamtwirkung der Begrünungsvarianten und Nebeneffekte*. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW.
- Wpa und BAW (2009): *Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die INVEKOS Datenbank*. Studie im Auftrag des BMLFUW, Wien.
- Wpa, BAW und IBF (2009): *GERAST. Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern*. Studie im Auftrag von Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Amt der NÖ

Landesregierung, Amt der OÖ Landesregierung, Amt der Stmk Landesregierung.

Zessner, M; Gabriel, O.; Hochedlinger, G.; Kovacs, A.; Schilling, C.; Thaler, S.; Windhofer, G. (2011a): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt Wien. Wien, 2011.

Zessner, M; Schilling, C.; Kuderna, M.; Gabriel, O.; Kovacs, A.; Hochedlinger, G.; Windhofer, G. (2011b): Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragungspfadern für strategische Planungen. Endbericht. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien, Umweltbundesamt Wien, wpa Beratende Ingenieure. Wien, 2011.

Anhang 1: Darstellung der Neuberechneten N und P Emissionen aus den Beispielregionen

Kurzbeschreibung der Übersichtsskizzen

Im Anhang werden der Vollständigkeit halber die Errechneten Emissionen über die unterschiedlichen Eintragspfade in allen Beispielsregionen (Traun-Enns, Innviertel I und Innviertel II sowie Mühlviertel I und Mühlviertel II) dargestellt.

Die Skizzen der Nährstoffströme (N und P) sind für die jeweiligen Eintragspfade (Oberflächenabfluss, Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen + Erosion aus nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, Drainagen, Grundwasser + Interflow, Atmosphärische Depositionen, Abfluss von urbanen Flächen und Kläranlagen) in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ sowie in % der Gesamtemission dargestellt. Die Gesamtemission in das Fließgewässer in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ist als rote Zahl im Fließgewässer aufgeführt. Die negative blaue Zahl im weißen Kästchen stellt die gewässerinterne Retention des Nährstoffes ebenfalls in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ dar. Diese wird von der Gesamtemission in den Gewässern abgezogen, woraus die am Ausgangspegel auftretende Immissionsfracht (rote Zahl im grauen Kästchen) resultiert. Legt man die für den Ausgangspegel des Einzugsgebietes modellierte Nährstoffemission auf den gemessenen Abfluss um, erhält man die mittlere Nährstoffkonzentration des Fließgewässers (schwarze Zahl in braunen Kästchen außerhalb des Gewässers). Dies wurde für verschiedene typische Regionen, bestehend aus mehreren Einzugsgebieten in Oberösterreich durchgeführt. Nach Umrechnung der mittleren Abflüsse und mittleren Emissionen und Frachten können mittlere Emissionen und Gewässerkonzentrationen für die Regionen berechnet werden.

Ziel der Unterscheidung der Nährstoffemissionen in typische Beispielsregionen von Oberösterreich ist die Darstellung regionaler Besonderheiten, die sich auf die Dominanz und die Ausprägung der Emissionen von verschiedenen Eintragspfaden auswirken. Als typische Beispielsregionen für Oberösterreich wurden drei verschiedene Gebiete gewählt:

- Die intensiv landwirtschaftlich genutzte Traun-Enns-Platte, in der die Dominanz des Grundwasserpfades auf die N-Emissionen bekannt ist
- Das intensiv landwirtschaftlich genutzte Innviertel, das durch hohe P-Emissionen gekennzeichnet ist, die hauptsächlich über den Eintragspfad der Erosion verursacht werden
- Das Mühlviertel, mit einer geringeren landwirtschaftlichen Nutzung und erhöhten Waldanteilen.

In zwei der drei Beispielregionen (Innviertel und Mühlviertel) wurden weitere Differenzierungen durchgeführt. Als Innviertel I wird eine Region bezeichnet, wo ebenfalls die landwirtschaftliche Nutzung als Grünland bei dominanter Ackerlandnutzung eine gewisse Rolle spielt. Als Innviertel II wird ein Gebiet mit einer stark landwirtschaftlichen Nutzung als Ackerland bezeichnet. Im Mühlviertel wurde in abflussschwächere östliche Bereiche und abflusstärkere westliche Regionen unterteilt.

Letztendlich werden für die Traun-Enns-Platte die Untere Krems (ID 1330), der Ipfbach (ID 1340) und der Kristeinerbach (ID 1350) als Beispielsregion betrachtet. Diese Region verfügt über ein EZG von 505km^2 . Im Innviertel repräsentieren der Gurtenbach (ID 660) und der

Innbach (ID 1180) landwirtschaftlich genutzte EZG mit hohen Anteilen an Ackerflächen (401km²) und die Antiesen (ID 670/680), die obere Pram (ID 690) und die Trattnach (ID 1170) intensiv landwirtschaftlich genutzte EZG mit Grünlandanteilen (563km²). Im westlichen, abflussstärkeren Mühlviertel werden die Kleine Mühl (ID 1110) und die Große Mühl (ID 1130) zusammengefasst (349km²), während das abflussärmere östliche Mühlviertel durch die EZG der Kleinen Gusen (ID 1360), der oberen Großen Gusen (ID 1370) und durch die untere Feldaist (ID 1580) repräsentiert wird (421km²).

Traun-Enns Beispielsregion

Die Traun-Enns Beispielsregion repräsentiert eine Region, in der hohe N-Konzentrationen in den Gewässern gemessen werden, die vorwiegend über den Eintragspfad Grundwasser in die Fließgewässer eingetragen werden. Neben dem Grundwasser stellen auch die Emissionen aus den Drainagen einen erheblichen Eintragspfad dar. Zusammen machen die Einträge mehr als 80% der Gesamt N Einträge aus. Der Einfluss aus kommunalen Quellen ist gering. Die modellierten Konzentrationen von 3,8 mgDIN/l sind die in den Testgebieten höchsten ermittelten Konzentrationen, unterschätzen jedoch die gemessenen Konzentrationen zwischen 5,5-6,0mgDIN/l noch deutlich.

Auch die mittleren P Konzentration der Region sind sehr hoch. Wesentlicher Eintragspfad in die Fließgewässer ist die Erosion. Aus landwirtschaftlichen Flächen stammen rund 66% der erosiven Einträge, während weitere 5% aus anderen Flächen stammt. Aus Kläranlagen werden etwa 9% und aus den urbanen Flächen etwa 8% der Phosphor Emissionen in die Gewässer eingetragen. Die modellierten Konzentrationen liegen in einem Bereich von etwa 0,2mgP/l.

Innviertel I

Die Stickstoff Gesamtemissionen in die Fließgewässer der Beispielsregion Innviertel I sind mit etwa 15kg ha⁻¹ a⁻¹ etwa um ein Kilogramm niedriger als in der Region der Traun-Enns Platte. Auch im Innviertel I dominiert der Eintrag aus dem Grundwasser (74%) und den Drainagen (6%) deutlich. Der Anteil der Emissionen aus den Kläranlagen und den urbanen Flächen liegt mit insgesamt 3% noch deutlich unter dem der Traun-Enns Platte. Im Vergleich zur Traun-Enns Platte fällt die Retention in den Fließgewässern der Beispielsregion Innviertel I höher aus. Die modellierten DIN Konzentrationen liegen dennoch in einem Bereich von 3mg/l.

Die P Gesamtemissionen in die Fließgewässer sind mit 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit denen der Traun-Enns Platte zu vergleichen. Insgesamt stammen im Innviertel I etwa 75% der P Emissionen in die Gewässer aus der Erosion (67% von landwirtschaftlichen Flächen). 15% stammen aus dem Grundwasser, 6% aus urbanen Flächen aber nur 3% aus Kläranlagen.

Innviertel II

In der Region Innviertel II werden im Vergleich der Beispielsregionen mit fast 18 kg ha⁻¹ a⁻¹ die höchsten Stickstoff Einträge in die Gewässer modelliert. Diese stammen zu 71% aus dem Grundwasser und zu 4% aus den Drainagen. Die Kläranlagen machen 10% der Einträge aus.

Die P Emissionen sind mit 1,0 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit den Beispielsregionen Traun-Enns und Innviertel I zu vergleichen. Allerdings stammen hier lediglich 60% aus der Erosion, während

ein im Vergleich zu den anderen Regionen erhöhter Anteil von 22% aus den Kläranlagen stammt. Abzüglich der Retention in den Fließgewässern ergeben sich Fließgewässerkonzentrationen von etwa 0,17mgP/l.

Mühlviertel (abflussstark)

Mit Stickstoff Gesamtemissionen von $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind die Einträge in die Gewässer der Beispielsregion Mühlviertel deutlich niedriger, als in den Regionen des Innviertels und der Traun-Enns Platte. Haupteintragspfad ist auch hier das Grundwasser mit etwa 63% der Gesamtemissionen. Auffällig ist der hohe Anteil der Emissionen aus dem Oberflächenabfluss mit fast 21%, der sich aus den erhöhten Niederschlägen und dem Relief der Beispielsregion ergibt. Der Einfluss der Drainagen ist mit weniger als 3% eher gering. Die Einträge aus Kläranlagen machen etwa 6% und die aus urbanen Flächen 5% aus. Die deutlich geringeren Gesamt Stickstoff Emissionen, bei hohen Abflüssen resultieren in DIN Konzentrationen von etwa 1,4mg/l.

Die P Gesamtemissionen in die Gewässer sind in der Beispielsregion Mühlviertel (abflussstark) ebenfalls deutlich geringer als in den zuvor betrachteten Beispielsregionen ($0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Während die P Einträge aus der Erosion unter 15% ausmacht (im Vergleich zu den anderen Beispielsregionen herrscht hier ein geringer Sedimenteintrag vor) ist insbesondere der hohe Anteil der P Emissionen aus dem Grundwasser (etwa 41%) bemerkenswert. Der hohe flächenspezifische Eintrag von $0,19 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich aus dem hohen Anteil des Grundwassers an der Wasserbilanz und einer überwiegenden Klassifizierung der landwirtschaftlich genutzten Böden als „sandig“. Aufgrund der insgesamt recht niedrigen P-Emissionen nehmen die Punktquellen und die Emissionen von urbanen Flächen prozentual gesehen einen hohen Anteil an den Gesamtemissionen ein (Kläranlagen 20%; Urbane Flächen 15%).

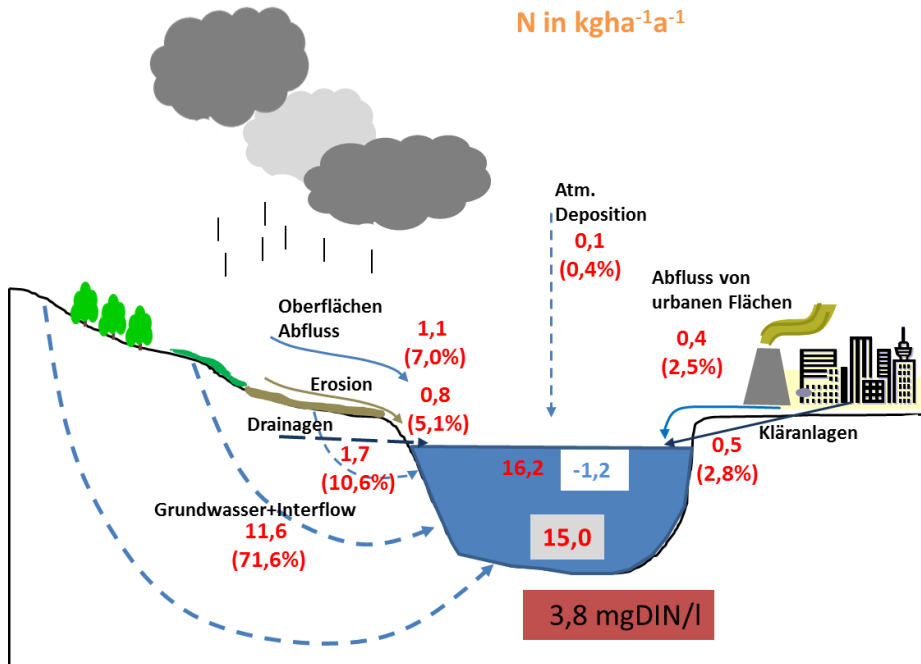
Mühlviertel (abflussarm)

Die Stickstoff Gesamtemissionen sind mit $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwas höher als im abflussstarken Teil des Mühlviertels. Die Eintragspfade unterscheiden sich dahingehend, dass im abflussarmen Mühlviertel ein deutlich erhöhter Eintrag aus Drainagen modelliert wird, der 15% der Emissionen ausmacht. Dagegen geht der Anteil der Emissionen aus dem Oberflächenabfluss aufgrund der spezifischen Hydrologie deutlich zurück. Die geringere Wasserführung resultiert bei wenig unterschiedlichen Emissionen abzüglich der gewässerinternen Retention zu deutlich höheren N Konzentrationen im abflussschwachen Teil des Mühlviertel von fast 3mgDIN/l.

Beim Phosphor zeigen sich im Vergleich zum abflussstarken Teil weitgehend Übereinstimmungen in den Emissionen und Eintragspfaden. Der geringere Oberflächenabfluss resultiert in geringeren Emissionen aus diesem Eintragspfad, die stärkere landwirtschaftliche Nutzung in einer leichten Erhöhung des Einflusses aus der Erosion. Der Anteil der Emissionen aus dem Grundwasser sinkt ab, dagegen steigt aufgrund bindigerer Böden der Eintrag aus den Drainagen.

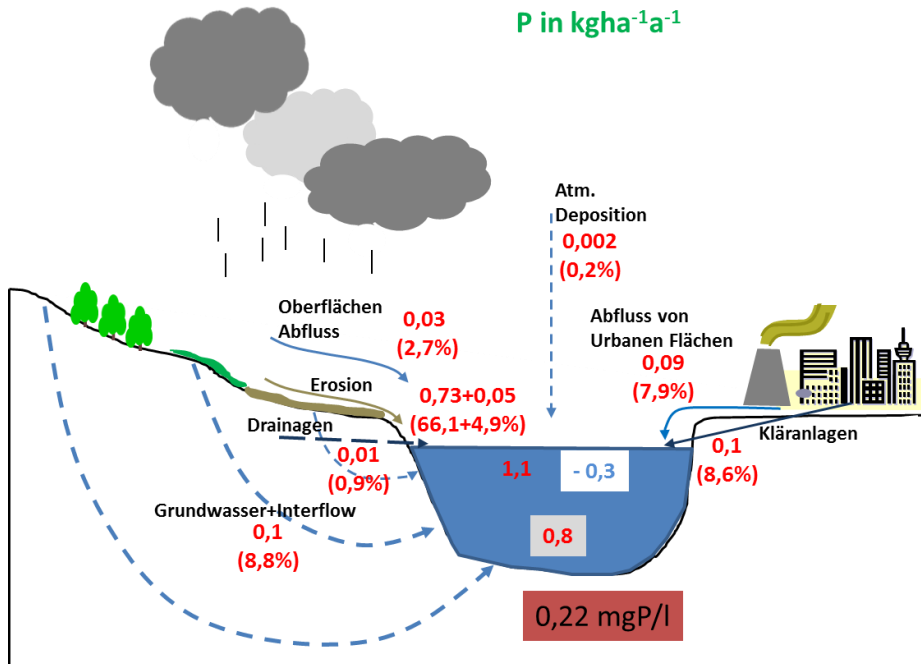
Traun-Enns Beispielsregion

N in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$

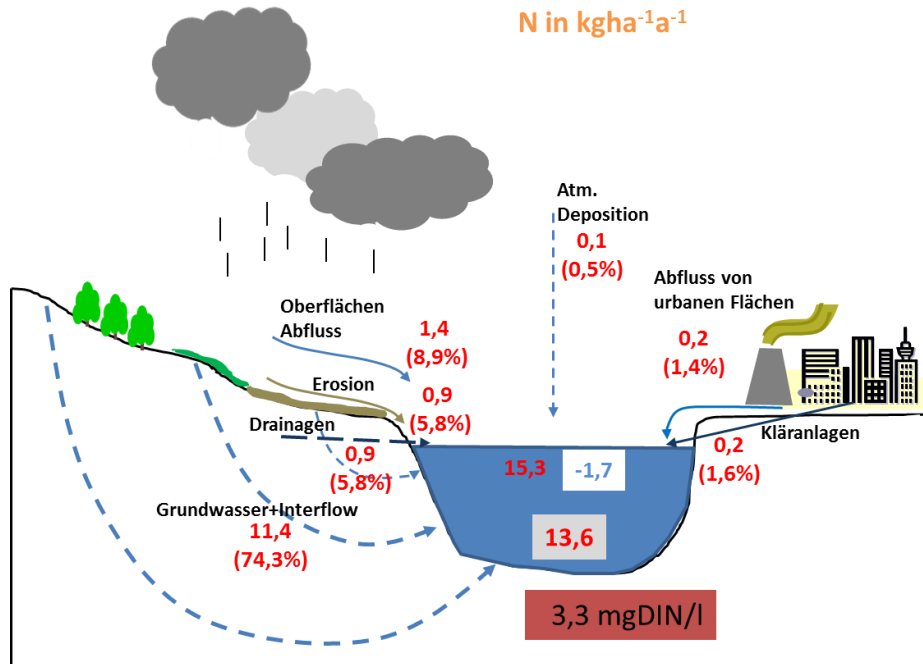


Traun-Enns Beispielsregion

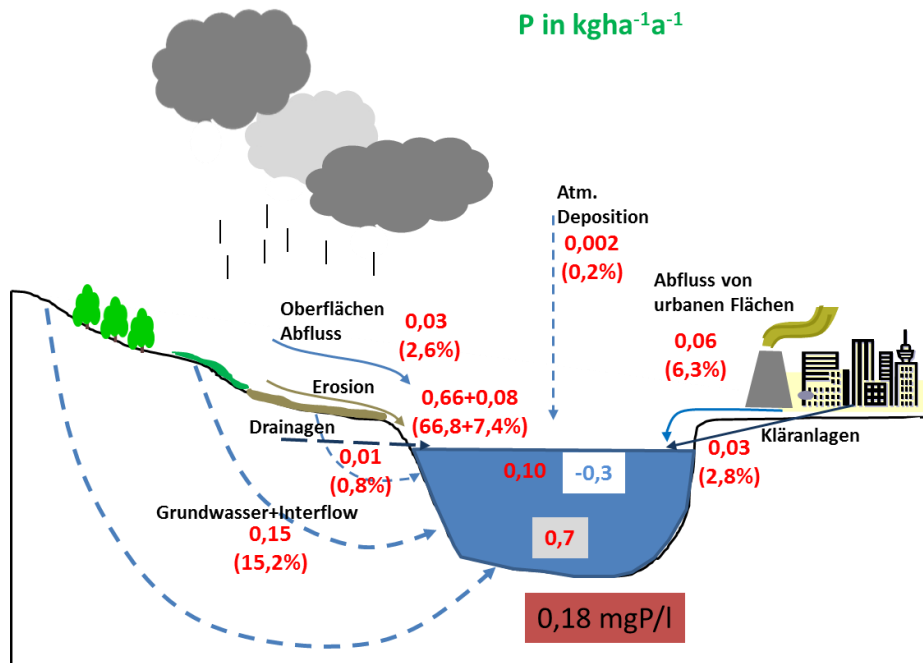
P in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$



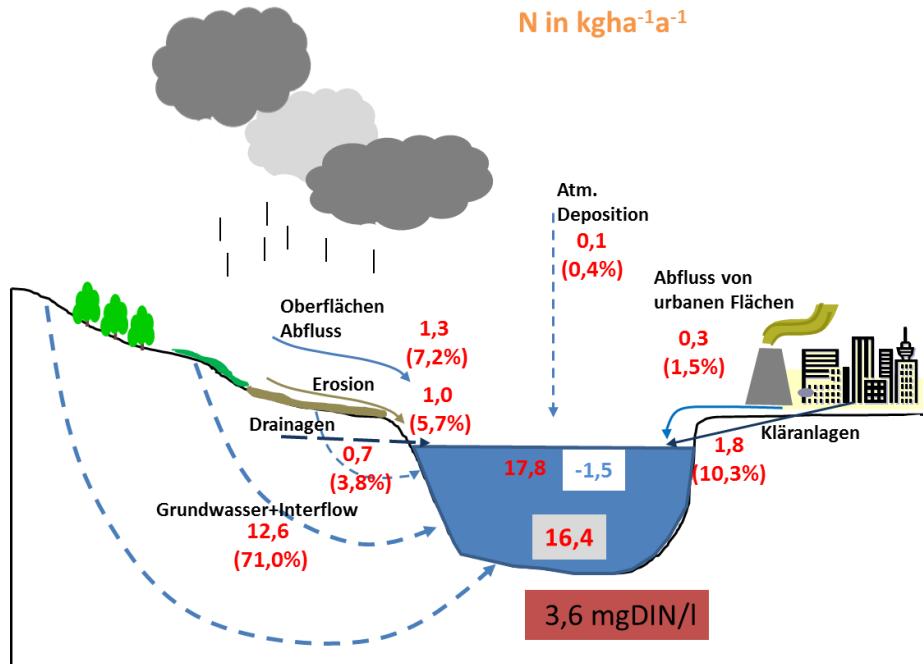
Innviertel I Beispielsregion



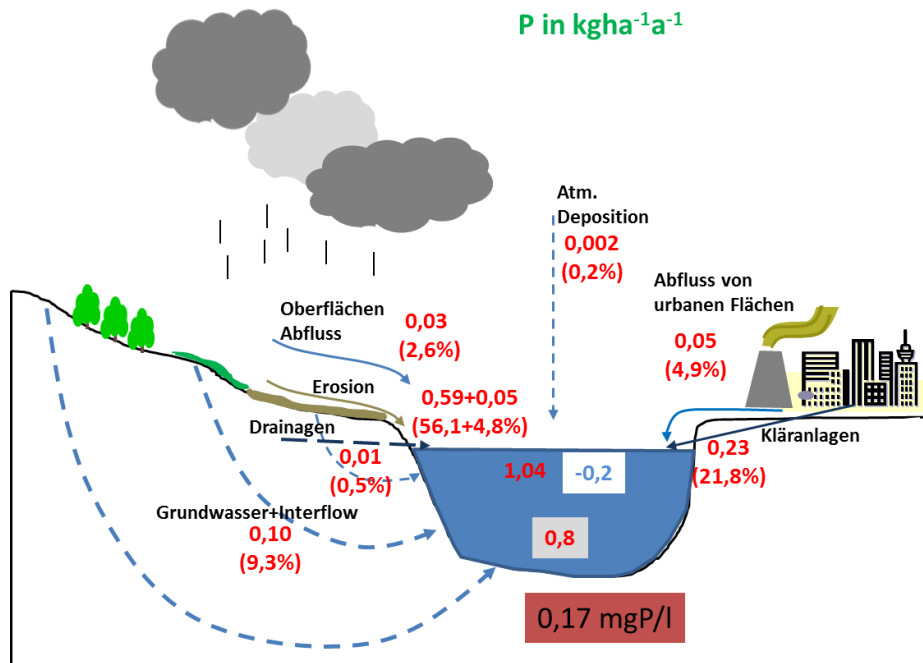
Innviertel I Beispielsregion



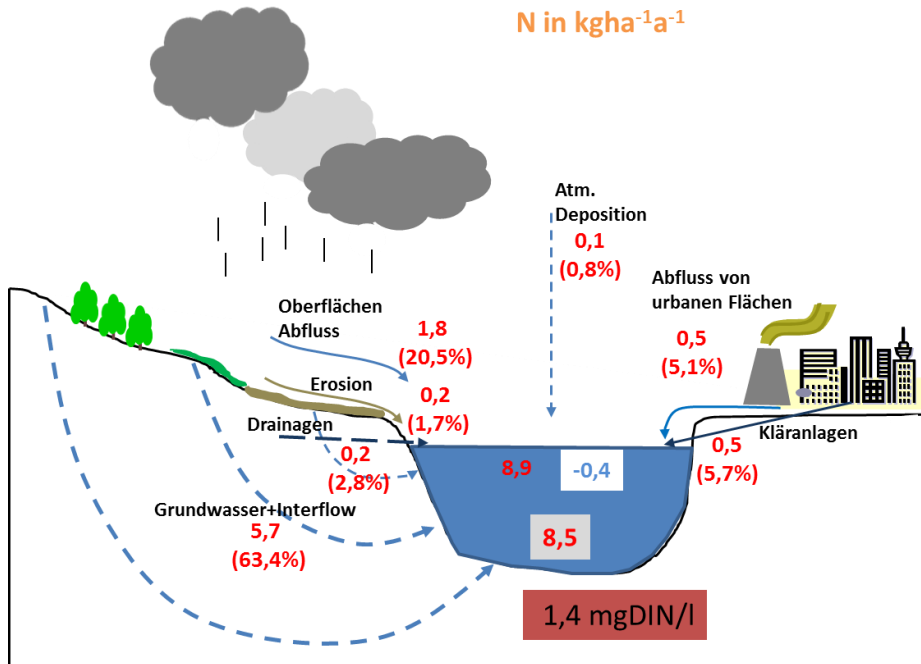
Innviertel II Beispielsregion



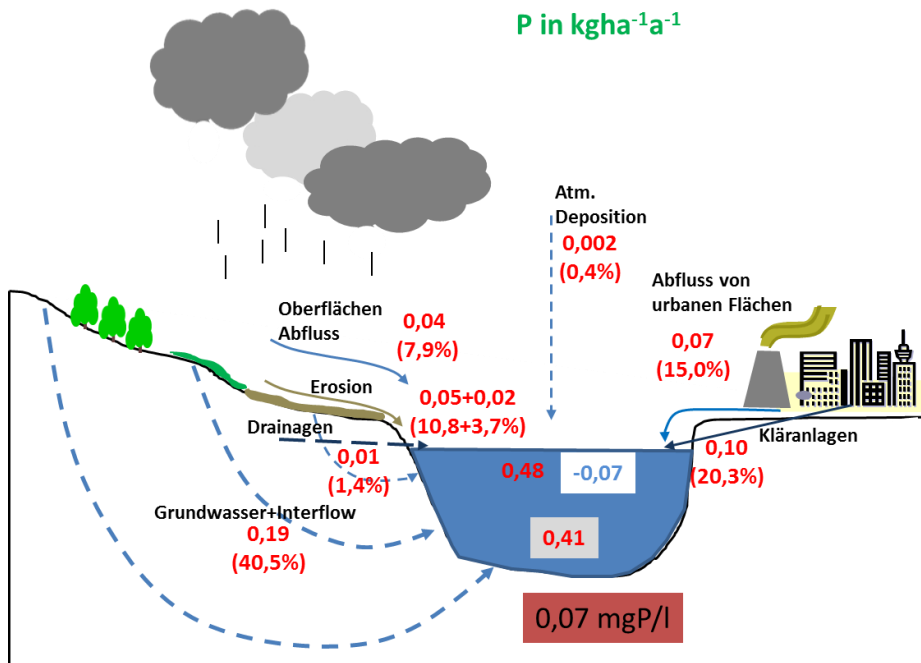
Innviertel II Beispielsregion



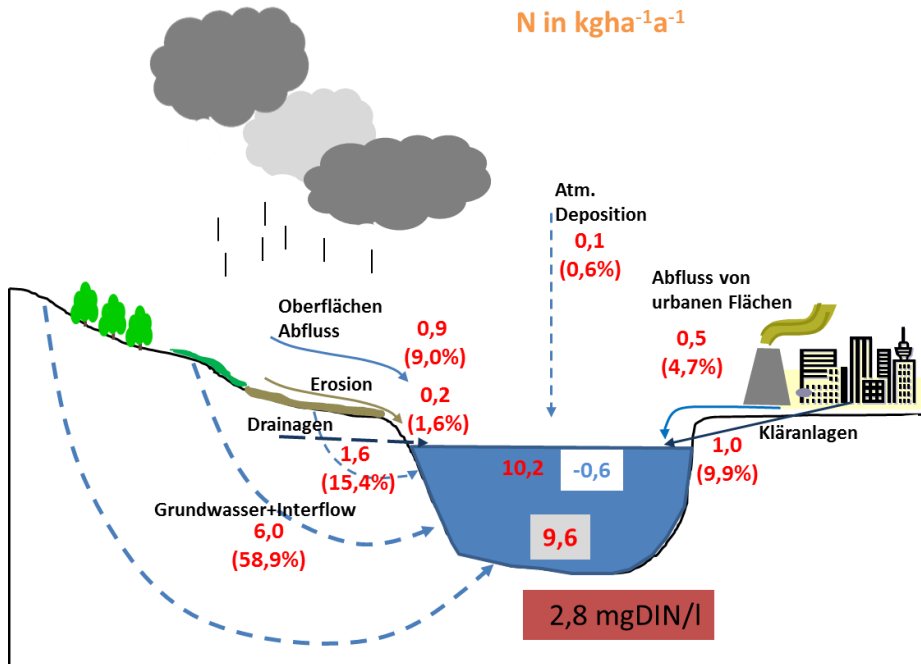
Mühlviertel (abflussstark) Beispielsregion



Mühlviertel (abflussstark) Beispielsregion



Mühlviertel (abflussarm) Beispielsregion



Mühlviertel (abflussarm) Beispielsregion

