

Nährstofftransport in Einzugsgebieten und Flüssen

(am Beispiel des Phosphors)

Matthias Zessner, Adam Kovacs, Christian Schilling, Gerald Hochedlinger,
Oliver Gabriel, Georg Windhofer

1 Einleitung

Phosphor ist eine nicht erneuerbare, begrenzte Ressource. Er ist ein essentieller Makronährstoff für Pflanze, Tier und Mensch. Neben Stickstoff und Kalium wird er in großem Ausmaß zur Ertragssicherung in der Landwirtschaft eingesetzt. Phosphor als Ressource kann nicht substituiert werden. Die Lagerstätten sind auf wenige Länder verteilt.

Gelangt Phosphor über das Abwasser oder aus den landwirtschaftlichen Flächen in erhöhtem Ausmaß in die Gewässer, kann er dort als limitierender Faktor für die Eutrophierung ein ernsthaftes Gewässergüteproblem verursachen. Zur Berechnung des Transportes von Phosphor auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten werden numerische Modelle eingesetzt. Diese Modelle können genutzt werden um den Zusammenhang zwischen Nährstoffemissionen aus Landwirtschaft oder Abwasserwirtschaft und Immissionen in Gewässern zu quantifizieren und auf dieser Grundlage die Auswirkung von Maßnahmen zur Reduktion (diffuser) Emissionen auf die Belastung von Gewässer zu ermitteln. International gibt es eine Vielzahl entsprechender Modellansätze für unterschiedlichste Einsatzbereiche mit einer weiten Bandbreite an Komplexität. Im Donaueinzugsgebiet und in Österreich hat sich der Einsatz des Nährstoffemissionsmodells MONERIS für eine groß- bis mittelskalige Anwendung bewährt. Für die Verwendung in Österreich waren jedoch eine Reihe von Adaptierungen und Erweiterungen erforderlich. Der vorliegende Beitrag setzt sich mit der Möglichkeit der Quantifizierung des Transportes von Phosphor auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten auseinander.

Eine Problematik bei der Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen Emissionen und Immissionen ist, dass Emissionen über diffuse Eintragspfade messtechnisch praktisch nicht erfasst werden können. Zudem kommt es im Einzugsgebiet und in den Gewässern zu Prozessen, die zu einer Umwandlung, Speicherung oder Remobilisierung der Phosphorverbindungen führen. Damit kann die Summe der Emissionen in

einem Einzugsgebiet nicht der Fracht im Gewässer gleichgesetzt werden, für die Stoffbilanzierung und damit für die Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen müssen Retention oder Verluste in Einzugsgebiet und Gewässer mitberücksichtigt werden (Zessner, 2008).

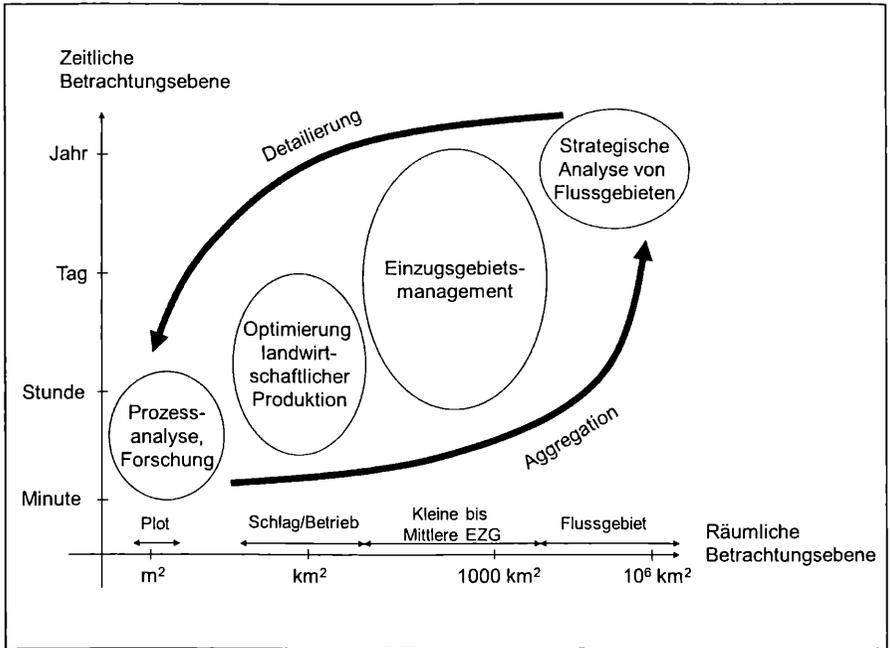


Abb. 1: Betrachtungsebenen von Stoffbilanzmodellen für Nährstoffe

Um einen quantitativen Zusammenhang zwischen Aktivitäten im Einzugsgebiet und der Gewässerbelastung herstellen zu können, müssen die verwendeten Modelle und Algorithmen verschiedene Prozesse abbilden können. Ziel ist es, den Eintrag von Phosphor aus verschiedenen Herkunftsquellen bzw. über verschiedene Eintragspfade und die Retention in Einzugsgebieten und Gewässern quantifizieren zu können. Als Plausibilitätsprüfung können die berechneten Immissionskonzentrationen bzw. -frachten den beobachteten gegenübergestellt werden (Stoffbilanzmodellierung auf Einzugsgebietsebene). Erst wenn eine plausible Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Werten nachgewiesen wird, kann die Wirksamkeit von

Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen auf die Immissionen abgeschätzt werden.

International wird seit Jahren eine Vielzahl von Modellen mit dem Ziel entwickelt, Nährstoff- (bzw. Phosphor-)emissionen aus der Landwirtschaft und anderen diffusen Quellen zu quantifizieren bzw. diese Emissionen im Gesamtzusammenhang von Einzugsgebieten darzustellen. Dabei stehen je nach Fragestellung unterschiedlichste zeitliche und räumliche Betrachtungsebenen im Vordergrund. Abbildung 1 zeigt den schematischen Zusammenhang zwischen möglichen Betrachtungsebenen und Fragestellungen für Nährstoffbilanzmodelle.

Während Nährstoffumsätze im Boden auf Plot-Ebene (gemeint ist Betrachtungsebene eines in seiner Ausdehnung begrenzten Flurstückes) auch mit hoher zeitlicher Auflösung modelliert und analysiert werden, konzentrieren sich Fragen der Optimierung der landwirtschaftlichen Produktion in Hinblick auf Nährstoffverluste vor allem auf die Schlag- oder Betriebsebene. Modelle zur Unterstützung des Einzugsgebietsmanagement müssen die Betriebsebene verlassen und ganze (Teil-)Einzugsgebiete (EZG) betrachten. Die verschiedenen Quellen und Pfade von Nährstoffemissionen werden in einer Zusammenschau integriert. Entsprechende Modelle betrachten somit eine räumliche Ausdehnung von einigen bis zu einigen Hundert Quadratkilometern. Für die Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft bedeutet das, dass nicht mehr nur der Verlust aus der Fläche quantifiziert werden muss, sondern auch der Transport und die Retention auf dem Weg zum und im empfangenden Gewässer. In der praktischen Umsetzung wird dabei fallweise mit gesamten Teileinzugsgebieten als Einheit gearbeitet. Die Teileinzugsgebiete können aber auch in hydrologische Einheiten untergliedert oder in Rasterzellen zerlegt werden. Die zeitliche Betrachtungsebene liegt zumeist bei einem Tag bis zu einigen Jahren.

Im Zuge dieses Beitrages sollen jene Stoffbilanzmodelle betrachtet werden, die zur Analyse des Phosphortransportes in kleinen und mittleren Einzugsgebieten bis hin zu großen Flussgebieten eingesetzt werden können. Auch hier gibt es eine Vielzahl von Entwicklungen, die sich in Hinblick auf ihre regionale Anwendbarkeit, ihre Komplexität, den Datenbedarf und Kalibrierungsaufwand sowie ihre Szenarien-Fähigkeit stark unterscheiden. Abbildung 2 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Komplexität, Art des Modells und der zu erwartenden Modellaussage. Modelle geringer Komplexität basieren zumeist auf Berechnungsansätzen, welche auf empirisch abgeleitete Zusammenhänge aufbauen. Modelle mit höherer Komplexität leiten ihre Berechnungsansätze aus dem Prozessverständnis ab; eine Kalibrierung und Validierung an gemessenen Daten ist auch hier erforderlich.

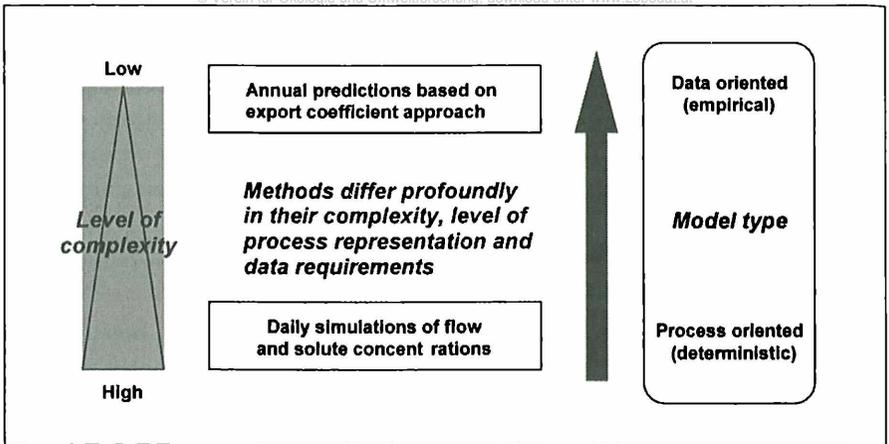


Abb. 2: Unterscheidung von Nährstoffemissionsmodellen auf Einzugsgebietsebenen nach Komplexität (links), Art (rechts) und dem zu erwartenden Output (Schoumans et al., 2009).

Das „beste“ Modell gibt es nicht. Die Frage der Eignung eines Modells wird von der jeweiligen Fragestellung, dem aktuellen Systemverständnis, der Datenlage sowie den zeitlichen und personellen Ressourcen der jeweiligen Anwendung abhängen. Das komplexeste Modell liefert nicht generell die plausibelsten Ergebnisse. Während bei einfachen Modellansätzen vielfach die zu starke Vereinfachung der Systemzusammenhänge und ungenügende Abbildung der Heterogenität zum limitierenden Kriterium wird, kann Datenmangel und damit zu hohe Freiheitsgrade bei der Kalibrierung das limitierende Kriterium bei hochkomplexen, prozessorientierten Modellen sein.

2 Internationale Entwicklungen

2.1 Vergleiche von Nährstoffemissionsmodellen

Da eine Vielzahl von Modellen zur Berechnung von Phosphoremissionen aus diffusen Quellen und über diffuse Eintragungspfade existiert, ist die Orientierung in dem vielfältigen Angebot oft schwierig. Einzelne Untersuchungen zielen daher auf eine vergleichende Bewertung verbreiteter Phosphoremissionsmodelle ab. Für Deutschland wurde ein Vergleich unterschiedlicher Modelle zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus der Fläche von Kunst et al. (2004) durchgeführt. Die Modelle MOBINEG

2001 (F&N Umweltconsult Version 0104), Stoffbilanz (TU Dresden, Institut für Geographie), MODIFFUS (Prasuhn und Mohni, 2003 und Prasuhn und Müller, 2003) sowie MONERIS (Behrendt et al., 1999) wurden dabei in vier Untersuchungsgebieten angewandt und nach Kriterien wie Plausibilität der Berechnungsansätze, Pegelabgleich (Vergleich der modellierten mit den beobachteten Frachten), Herkunftsanalyse (Szenarien-Fähigkeit), Datenverfügbarkeit und Praktikabilität der Anwendung bewertet.

Die Autoren wiesen für alle Modelle Vor- und Nachteile aus. Insgesamt attestierten sie allen getesteten Modellen zu diesem Zeitpunkt Mängel in Hinblick auf deren Eignung zur Ableitung von Maßnahmenplänen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. Für das auch in Österreich und dem Donau Einzugsgebiet angewendete Modell MONERIS wurden in Hinblick auf den guten Pegelabgleich bei guter Verfügbarkeit der benötigten Daten Vorteile gegenüber den anderen Modellen ausgewiesen. Kritikpunkte an MONERIS waren vor allem die geringe räumliche Auflösung, der bedienerunfreundliche Modellaufbau und die beschränkten Möglichkeiten der Abbildung von Maßnahmen. Entwicklungen von MONERIS waren in den letzten Jahren stark durch den Versuch der Verbesserung dieser Aspekte geprägt.

Auf europäischer Ebene wurde in den Jahren 2004 bis 2009 eine umfangreiche Studie (EUROHARP) mit dem Ziel des Vergleiches und der Harmonisierung von Nährstoffemissionsmodellen durchgeführt (Bouraoui et al., 2009). Bei dieser Studie wurden 9 unterschiedliche Modelle in insgesamt 17 unterschiedlichen Untersuchungsgebieten in unterschiedlichen Europäischen Ökoregionen angewendet (Abbildung 3) und in Hinblick auf unterschiedlichste Kriterien miteinander verglichen.

Unter den 9 Modellen wurden 3 Modelle der höchsten Komplexitätsstufe mit überwiegend prozessorientierten Berechnungsansätzen und sehr hohem Datenbedarf zugeordnet (Schoumans et al., 2009). Die Modellierung von Emissionen aus unterschiedlichen Quellen, von Abflüssen und von Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern erfolgt hier auf Tagesbasis, die räumliche Auflösung sind hydrologische Einheiten oder Rasterzellen. Zu dieser Kategorie der untersuchten Modelle gehören:

- NLCAT (eine Kombination aus den Modellen ANIMO/SWAP/SWQN/SWQL; Groenendijk et al., 2005, Kroes und van Dam, 2004, Smit und Siderius, 2005, Siderius et al., 2005),
- SWAT (Arnold et al., 1998, Luzio et al., 2001 und Neitsch et al., 2001),
- TRK (eine Kombination aus den Modellen SOILNDB/HBV/HBV-N/TRK; Johnsson et al., 2002, Bergström, 1995, Pettersson et al., 2001, Brandt und Ejhed, 2002 und Ejhed et al., 2003).

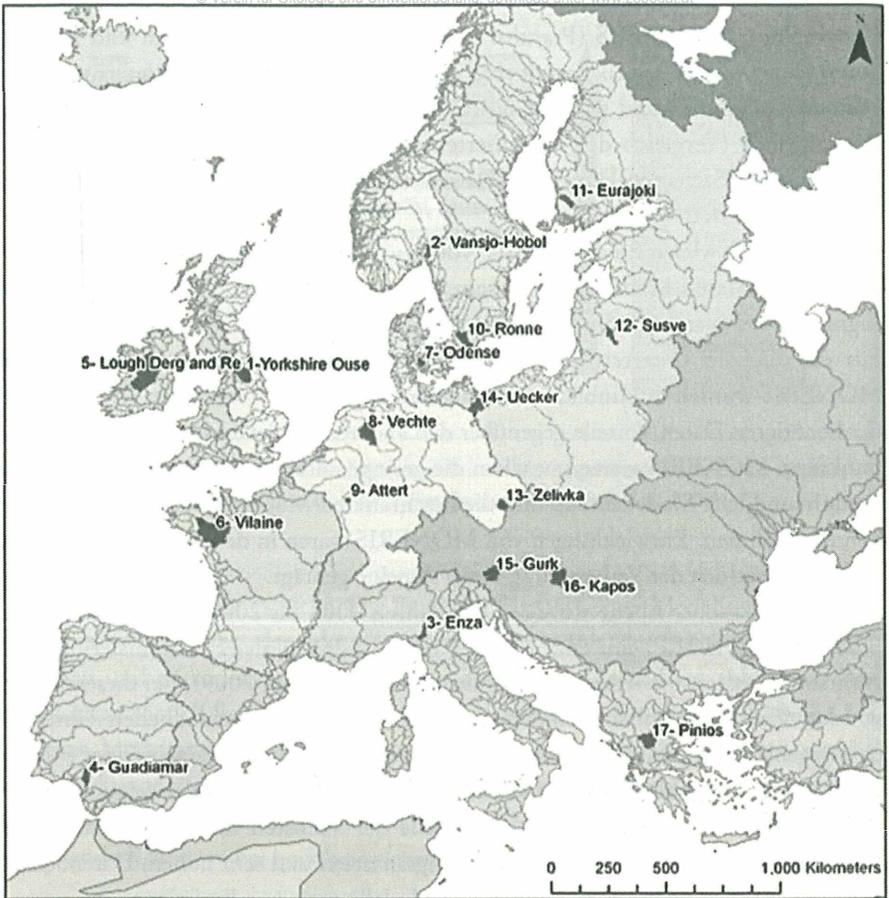


Abb. 3: Lage der 17 Einzugsgebiete des EROHARP-Netzwerkes in unterschiedlichen Flussgebieten. Die Grauschattierungen weisen unterschiedliche Ökoregionen aus (Bouraoui et al., 2009).

Drei weitere Modelle werden einer mittleren Komplexitätsstufe zugeordnet. Diese Modelle erheben nicht den Anspruch, die einzelnen Prozesse des Systems umfassend abzubilden, sondern berechnen die Nährstoffemissionen über unterschiedliche Eintragspfade mit Hilfe konzeptioneller, (halb-)empirischer oder statistisch abgeleiteter Ansätze. Der Anwendungsbereich liegt bei Einzugsgebietsgrößen von 10 km² und mehr. Die Datenanforderungen sind zumeist deutlich geringer als bei den komplexe-

ren Modellen. Typische Eingangsparameter sind der Nährstoffüberschuss auf der Fläche, Nährstoffgehalte der Böden, Bodentypen, Oberflächenbedeckung und Landnutzung sowie die Geländeneigung. Zu dieser Kategorie der untersuchten Modelle gehören:

MONERIS (Behrendt et al., 2003, Behrendt und Dannowski, 2005),
EVENFLOW (Anthony et al., 1996, Lord und Anthony, 2000),
NLES-CAT (Simmelsgaard et al., 2000).

Die geringste Komplexität und den geringsten Datenaufwand weisen die Modelle
NOPOLU (European Environment Agency, IFEN, 2000),
REALTA (McClure Morton, 2001),

- SA (Source Apportionment, OSPAR, 2000)

auf. Bei diesen Modellen geht die beobachtete Gewässerfracht in die Berechnung ein, die Eintragspfade werden in Abhängigkeit von Einzugsgebieteigenschaften aus einer Bilanzierung gegen die beobachtete Fracht abgeleitet. Diese Modelle verzichten daher auf eine unabhängige Modellierung der Gewässerfrachten, wodurch eine Validierung über den Vergleich der modellierten Fracht mit der beobachteten Fracht nicht möglich ist.

Die Studienautoren verzichten auf eine zusammenfassende Gesamtbewertung der einzelnen Modelle im Vergleich. Stattdessen werden die Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Modelle diskutiert und auf den Vorteil einer gemeinsamen Anwendung unterschiedlicher Modelle (Ensemble-Modellierung) hingewiesen. Eine zusammenfassende Darstellung möglicher Einsatzbereich der unterschiedlichen Modelle in Hinblick auf klimatische Bedingungen, Landschaftsräume, Fließwege und Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zeigt die Tabelle 1.

Das auch im Donaeinzugsgebiet und in Österreich angewendete Nährstoffemissionsmodell MONERIS fällt in diesem Vergleich durch seine weite Anwendbarkeit und den vergleichsweise geringen Aufwand für Datenbeschaffung und Modellanwendung auf (Schoumans et al., 2009). Auch für die meisten bei dieser Studie untersuchten Gebiete weist MONERIS einen guten Pegelabgleich auf (Kronvang et al., 2009). Die Limitierung in der Anwendbarkeit von MONERIS wird in der geringen zeitlichen und räumlichen Auflösung gesehen, womit die zeitliche Dynamik des Nährstofftransportes nicht abgebildet werden kann und die räumliche Zuordnung von Maßnahmen eingeschränkt ist.

Tab. 1: Eignung unterschiedlicher Modelle für unterschiedliche Einsatzbereiche (Schoumans et al., 2009)

	Climatic conditions					Landscape					Flow paths				Agricultural activity		
	N	W	M	S	SE	NE	M	H	P	D	R	R	SS	AD	DG	I	M
NLCAT - N	o	++	++	o	+	o	o	+	++	++		o	++	++	++	++	++
NLCAT - P	o	++	++	o	+	o	o	+	++	++		o	++	++	++	++	++
SWAT - N	o	++	++	+	+	o	o	++	+	o		++	++	++	++	++	++
SWAT - P	o	++	++	+	+	o	o	++	+	o		++	++	++	++	++	++
TRK - N	++	++	++	o	o	++	o	++	++	o		o	++	++	+	++	++
TRK - P	+	o	-/+	o	o	o	o	+	+	o		+	++	++	+		o
MONERIS - N	+	++	++	+	++	++	+	++	++	++		++	++	++	o		+
MONERIS - P	+	++	++	+	++	++	+	++	++	+		++	++	++	o		++
EVENFLOW - N	o	+	+	o	+	+	+	+	+	+		+	+	+	o		++
NLES-CAT - N	o	++	+	o	o	+	+	o	+	+		+	+	+			++
NOPOLU - N	o	+	+	+	+	+	o	+	+	+							+
NOPOLU - P	o	+	+	+	+	+	o	+	+	+							+
REALTA - P		++	o	o	o	o	o	++									++
SA - N		+	+	+	+	+	+	+									+
SA - P		+	+	+	+	+	+	+									+

^a ++ = highly capable, + = capable, o = partially capable, - = not capable.

Legende:

Klimatische Bedingungen (climatic conditions):

Nordeuropa (N): NO, S, FI

Mitteleuropa (M): DE, AT, CZ, PL

Westeuropa (W): GB, IE, DK, NL, BE, FR, LU

Südeuropa (S): ES, IT, GR, PT

Ost- und Südosteuropa (SE): HU, SK, SI, RO, BA, HR, CS, BG, MD, UA

Nordosteuropa (NE): EE, LV, LI, BY

Landschaftsbild und Geländeneigung (landscape):

M: Gebirgig, mittlere Geländeneigung > 10 %

H: Hügelig, mittlere Geländeneigung 2–10 %

P: Flachland, mittlere Geländeneigung 0–2 %

D: Delta

R: Küstengebiete

Betrachtete Fließwege (flow path):

R: Oberflächenabfluss

SS: Oberflächennahes Grundwasser

AD: Drainagen

DG: Tiefes Grundwasser

Intensität der landwirtschaftlichen Aktivität (Düngeaufwand) (agricultural activity):

I: Intensiv: > 150 kg N/(ha.a) and/or > 10 kg P/(ha.a)

M: Moderat: 50–150 kg N/(ha.a) and/or 0–10 kg P/(ha.a)

E: Extensiv: < 50 kg N/(ha.a) and/or < 0 kg P/(ha.a)

2.2 Nährstoffmodellierung im Einzugsgebiet der Donau

Im Maßnahmenplan für das Einzugsgebiet der Donau (ICPDR, 2009) werden vier Hauptstressoren für den Zustand der Oberflächengewässer im Donaueinzugsgebiet ausgewiesen:

- organische Verschmutzung
 - Verschmutzung mit Nährstoffen
 - Verschmutzung mit Mikroverunreinigungen
- hydro-morphologische Veränderungen

Bei der Betrachtung des Donaueinzugsgebietes spielen die Nährstoffe neben deren Bedeutung für die Nichterreichung des guten Zustandes der lokalen Gewässergüte vor allem in Hinblick auf die Eutrophierungsgefährdung des Donaudeltas und des westlichen Schwarzen Meeres eine entscheidende Rolle. Die Nährstoffmodellierung ist auf dieser Ebene stark auf den Meeresschutz ausgerichtet.

Für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegt eine umfassende quantitative Darstellung des Zusammenhanges zwischen Emissionen (Quellen und Pfade) und der resultierenden Gewässerfrachten für das gesamte Einzugsgebiet der Donau vor. Basierend auf den Vorarbeiten im Rahmen des Projektes daNUbs (2005) wurde das Nährstoffemissionsmodell MONERIS zur Quantifizierung der Nährstoffemissionen im Donaueinzugsgebiet eingesetzt und liefert damit eine wesentliche Grundlage zur Analyse der Nährstoffproblematik im Donaueinzugsgebiet und für die Entwicklung von Maßnahmenplänen zum Schutz des westlichen Schwarzen Meeres vor Eutrophierung.

2.2.1 *MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems (MONERIS)*

Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis von langjährigen Zeitreihen die Phosphor- (und auch Stickstoff-)emissionen über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer berechnet.

Folgende Berechnungspfade werden berücksichtigt:

- Atmosphärische Deposition (Direkteintrag auf Wasseroberflächen),
- Abschwemmung von unbefestigten Flächen (Transport gelöster Komponenten),
Erosion (Transport partikulärer Komponenten),
Einträge aus Drainagen,
Einträge über das Grundwasser,
Einträge aus urbanen Gebieten bzw. Siedlungsgebieten (hier werden drei unterschiedliche Eintragspfade gemeinsam erfasst: Mischwasserentlastungen, Emissio-

nen über Regenkanäle und von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern),
 Einleitungen aus Punkteinleitungen (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter).

Für jedes betrachtete Einzugsgebiet werden Gesamt-Phosphoremissionen (TP) über die 7 Eintragungspfade in die Gewässer berechnet. Neben den Gesamtemissionen wird eine Retention im Gewässer berücksichtigt, so dass die Immissionsfracht über die Summe der Emissionen abzüglich von Retention abgeleitet wird. Mit den über Messungen im Gewässer erhobenen Frachten kann ein Modellabgleich durchgeführt werden.

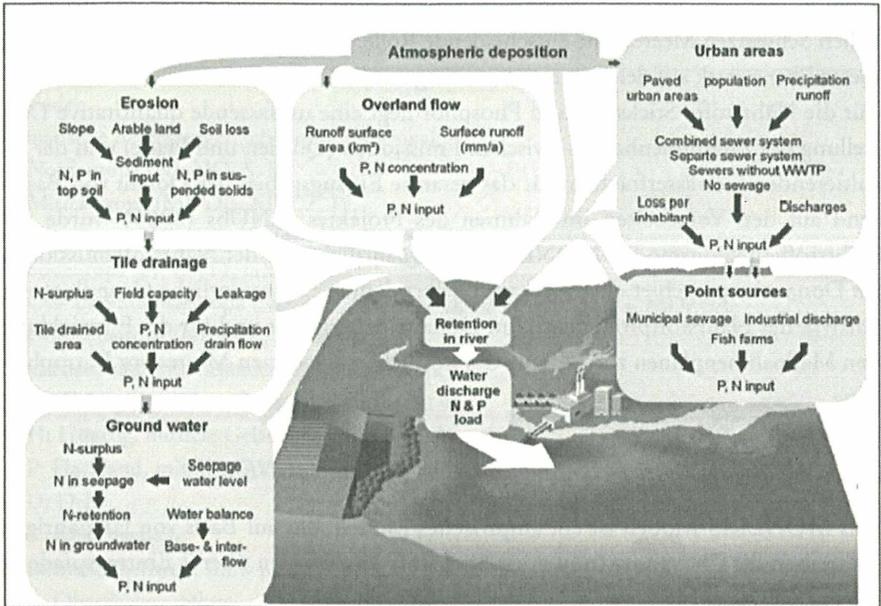


Abb. 4: Eintragungspfade und Prozesse bei der Betrachtung der Nährstoffeinträge in Gewässer mit MONERIS (aus Venohr et al., 2009).

Die Basis für die Berechnung der Emissionen in den Einzugsgebieten ist die Wasserbilanz. Mit Hilfe empirischer Ansätze wird der Anteil des oberflächlichen Abflusses von unbefestigten Flächen, des Abflusses über Drainagen und des Abflusses von versiegelten, urbanen Flächen ermittelt. Hinzu kommt die Wassermenge, die über Punktquel-

len in einem Einzugsgebiet emittiert wird. Der Abfluss über das Grundwasser (inklusive Interflow) ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet (= gemessener Abfluss) und den rechnerisch ermittelten Abflüssen der übrigen Eintragspfade.

Die ermittelten Abflüsse für jeden Eintragspfad werden mit berechneten Phosphorkonzentrationen (P) (Drainagen, Abschwemmung, Grundwasser) bzw. mit dem P-Gehalt transportierter Sedimentfrachten (Erosion) multipliziert und so die Fracht berechnet, die über den jeweiligen Eintragspfad in die Gewässer emittiert wird. Ausgehend von Bodenabtragskarten und einer empirisch abgeleiteten Formel für die „sediment delivery ratio“ (Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht) wird der Sedimenteintrag über der Erosion in die Fließgewässer errechnet. Die Kurzdarstellung des Stoffeintrages über die einzelnen Pfade kann Abbildung 4 entnommen werden. Umfassend werden die Modellberechnungen in Venohr et al. (2009) erläutert.

2.2.2 Nutzung von MONERIS bei der Erstellung des Maßnahmenprogrammes für das Donaueinzugsgebiet

Die Entwicklung der Donauversion von MONERIS wurde von Seiten des IGB Berlin in Kooperation mit der „pressures and measures expert group“ der Donauschutzkommission (ICPDR) durchgeführt. Dazu wurde das Donaueinzugsgebiet in rund 800 Teileinzugsgebiete gegliedert, Daten aus dem gesamten Donaueinzugsgebiet zusammengetragen und Emissions- und Retentions-/Denitrifikationsberechnungen für das jeweilige Teileinzugsgebiet als „analytische Einheit“ durchgeführt. Die resultierenden Immissionsfrachten wurden entsprechend eines Abflussbaums aufsummiert, so dass am Auslass jedes Teileinzugsgebietes eine rechnerische Immissionsfracht vorliegt, welche zur Validierung der Berechnungen mit einer beobachteten Immissionsfracht verglichen werden kann (Pegelabgleich), falls diese vorhanden ist.

Als Ergebnis dieser Modellierung ist eine regionale sowie sektorale (Eintragspfade bzw. Emissionsquellen) Ausweisung von Belastungsschwerpunkten für das Untersuchungsgebiet und den Untersuchungszeitraum möglich. In Form einer Szenarien-Analyse kann durch Annahme der lokalen Wirksamkeit von Einzelmaßnahmen deren Auswirkung auf die Gewässerfrachten im Gesamtzusammenhang dargestellt werden. Damit ist dieses Instrument bereits heute eine wichtige Grundlage zur strategischen Planung von Gewässerschutzmaßnahmen im Donaueinzugsgebiet und kann in Zukunft noch an Bedeutung gewinnen, wenn es darum geht, Emissionsspielräume einzelner Länder festzulegen.

Die Abbildung 5 zeigt die regionale Verteilung der gesamten flächenspezifischen Phosphor-Emissionen im Donaeinzugsgebiet. „Hotspots“ (dunkelgraue Färbung) mit relativ hohen flächenspezifischen Phosphoremissionen finden sich vor allem dort, wo eine intensive landwirtschaftliche Produktion mit erosionsgefährdeten Gebieten zusammenfällt oder kanalisierte Ballungsgebiete ohne Abwasserreinigung mit Phosphorentfernung vorliegen. In Abbildung 6 ist die anteilige Bedeutung der Emissionsquellen für Phosphor im Donaeinzugsgebiet für die Referenzsituation (Jahr 2006) dargestellt. Auf der Ebene des gesamten Donaeinzugsgebietes dominieren die Emissionen aus Kläranlagen bzw. aus der Abwasserentsorgung von nicht an die Kanalisation oder Kläranlagen angeschlossener Bevölkerung (urbane Gebiete). Bei den landwirtschaftlichen Quellen ist der Eintrag über die Erosion am relevantesten. Dem „Basis Szenario 2015“ liegen auf nationaler Ebene vorgesehene Maßnahmen zugrunde. Dies entspricht für die EU-Staaten im Wesentlichen der Umsetzung der „EU Kommunalen Abwasser-Richtlinie“ mit einer Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung gemäß den Anforderungen für sensitive Gebiete. Bei den Nicht-EU-Staaten ist ein sukzessiver Ausbau der Abwasserreinigung mit zumindest biologischer Kohlenstoffentfernung für das gesamte in der Kanalisation gesammelte Abwasser geplant. Beim Phosphor ist zudem noch die weitgehende Einführung phosphatfreier Waschmittel im gesamten Donaeinzugsgebiet vorgesehen. Die durch diese Maßnahmen zu erreichende Emissionsreduktion wird mit knapp 20 % geschätzt.

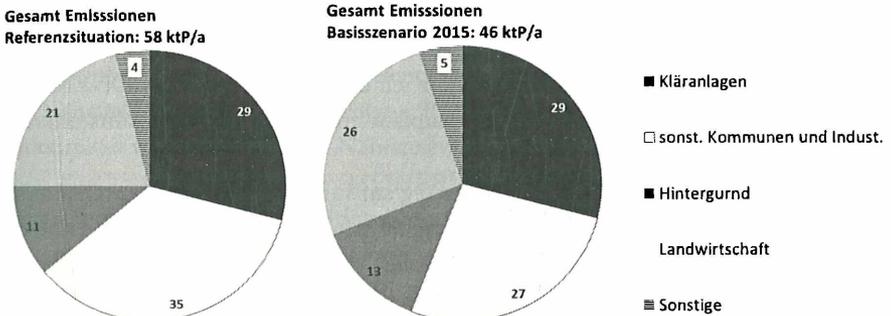


Abb. 6: Emissionsquellen für Phosphor im Donaeinzugsgebiet und Abschätzung der Wirksamkeit nationaler Maßnahmen im Basis Szenario 2015 (ICPDR, 2009).

Als Zielvorgabe zur Vermeidung einer Eutrophierungsgefährdung des westlichen Schwarzen Meeres wurde eine Reduktion der Einträge über die Donau auf die Frachten der 60-er Jahre definiert. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Reduktion des Nährstofftransportes über die Donau in das Schwarze Meer, die mit den derzeit geplanten Maßnahmen einhergehen wird, nicht ausreichen wird, um diese Zielvorgabe zu erreichen. Maßnahmen über die derzeit national geplanten hinaus werden daher erforderlich sein (ICPDR, 2009).

3 Nationale Entwicklungen

3.1 Nährstoffmodellierung für Österreich

3.1.1 Hintergründe

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, stellen Nährstoffparameter neben Österreichs Beitrag zu Einträgen ins Schwarze Meer auch für die lokale Gewässergüte eine relevante Belastung dar. Die Ursachen für erhöhte Belastungen sind stark von der regionalen Situation abhängig. Dies trifft ebenso für die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Immissionsituation zu. Damit ergibt sich auch für Österreich die Notwendigkeit der Verwendung von Werkzeugen, die eine Quantifizierung der Quellen und Pfade von Nährstoffemissionen und die Evaluierung der Effektivität von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastung von Gewässern auf (Teil-)Einzugsgebietsebene erlauben. In Anlehnung an die Arbeiten im österreichischen Teil des Donaueinzugsgebietes wurde auch in Österreich das Emissionsmodell MONERIS gewählt, um eine Grundlage für Maßnahmenpläne zur Reduktion von Nährstoffemissionen zu erarbeiten.

Für die Erfordernisse der Stoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene in Österreich waren eine Reihe von Adaptierungen und Weiterentwicklungen der Donauversion des MONERIS-Modells erforderlich. Diese wurden im Rahmen eines vom Lebensministerium finanzierten Projektes durch das Umweltbundesamt und das Institut für Wassergüte der TU Wien durchgeführt (Gabriel et al., 2011).

Im Rahmen der Adaptierungen wurde eine höhere räumliche Auflösung angestrebt, um auch für kleinere Einzugsgebiete Aussagen treffen zu können. Insgesamt wurde Österreich dazu in 367 Teileinzugsgebiete mit einer Größe von 10 bis 1000 km² untergliedert, was im Vergleich zu den 77 Teileinzugsgebieten der Donauversion von MONERIS eine deutliche Erhöhung der Auflösung darstellt. Mit dieser

Verkleinerung der Betrachtungseinheit gehen auch höhere Anforderungen an die Auflösung der Eingangsdaten einher. Unter anderem wurden national vorhandene Informationen zu Wasserhaushalt, Drainagierungen, Bodenabtrag, Bodeninformationen und Hydrogeologie mit hoher räumlicher Auflösung genutzt und die Nährstoffbilanzierung in der Landwirtschaft auf Gemeindeebene durchgeführt (Details siehe Gabriel et al., 2011).

Zudem wurden Modellansätze für Nährstoffeinträge aus Gebirgsflächen adaptiert, da die ursprünglichen Ansätze bei alpin geprägten Gebieten mit einer Größe von < 400 km² keinen akzeptablen Pegelabgleich zeigten. Nähere Informationen zu den Adaptierungen finden sich in Zessner et al. (2011a).

Auch war es erforderlich, die Modellansätze in Hinblick auf die Anforderungen der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG) zu adaptieren. Während MONERIS darauf ausgelegt ist, mittlere Gewässerfrachten für Gesamtphosphor zu berechnen, sind die Qualitätsziele für Phosphor in Österreich als 90 %-Perzentile der Konzentrationen von PO₄-P festgelegt. So war es erforderlich, das Modell zur Berechnung dieser Kennwerte zu erweitern, um dann die Berechnungsergebnisse den Vorgaben der QZV gegenüberstellen zu können (Details siehe Gabriel et al., 2011).

Derzeit werden die Arbeiten zur Nährstoffbilanzierung auf Flussgebietsebene in Zusammenarbeit zwischen dem Umweltbundesamt, dem Institut für Wassergüter der TU Wien und der wpa Beratende Ingenieure GmbH im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung weitergeführt. Dabei geht es um die Verbesserung der Datengrundlage und die Modellierung der Nährstoffflüsse für das Bundesland Oberösterreich und um eine tiefgreifendere Analyse der regionalen Unterschiede in der Nährstoffbilanz. In weiterer Folge soll eine detaillierte Analyse der Maßnahmenwirksamkeit zur Reduktion von Nährstoffverlusten aus den landwirtschaftlichen Flächen durchgeführt und mit den MONERIS-Modellergebnissen gekoppelt werden. Dies soll dazu dienen, die Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen in der Landwirtschaft in Hinblick auf die Belastung von Gewässern und im Vergleich zu den Auswirkungen siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen regionsspezifisch darstellen zu können.

Im Folgenden sollen ausgewählte Ergebnisse der Untersuchungen auf Bundesebene und oberösterreichischer Landesebene dargestellt und diskutiert werden. Näheres kann den Veröffentlichungen von Schilling et al. (2011), Zessner et al. (2011a) sowie den Projektberichten Gabriel et al. (2011) und Zessner et al. (2011b) entnommen werden.

3.1.2 Modellvalidierung

Abbildung 7 zeigt die Gegenüberstellung von modellierten und beobachteten $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen für alle österreichischen Einzugsgebiete, für welche ein Pegelabgleich möglich war und auf Basis derer die Modeladaptierungen der MONERIS Österreich-Version durchgeführt wurden. Weiters wurden zur Modellvalidierung zusätzliche Daten aus dem oberösterreichischen Landesmessnetz herangezogen und den jeweiligen modellierten Werten gegenübergestellt. Einzelne Beispilsregionen in Oberösterreich, die einer detaillierteren Betrachtung unterzogen wurden, sind gesondert dargestellt. Der Konzentrationsvergleich für die 90 %-Perzentile der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen weist eine schlechtere Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen auf als es z. B. für $\text{NO}_3\text{-N}$ der Fall ist. Vor allem bei höheren beobachteten Konzentrationen kommt es für die oberösterreichischen Einzugsgebiete teilweise zu einer deutlichen Unterschätzung durch die Modellierung. Dies ist ein Ergebnis, welches bei der Anwendung in Österreich nicht in diesem Ausmaß zu erkennen

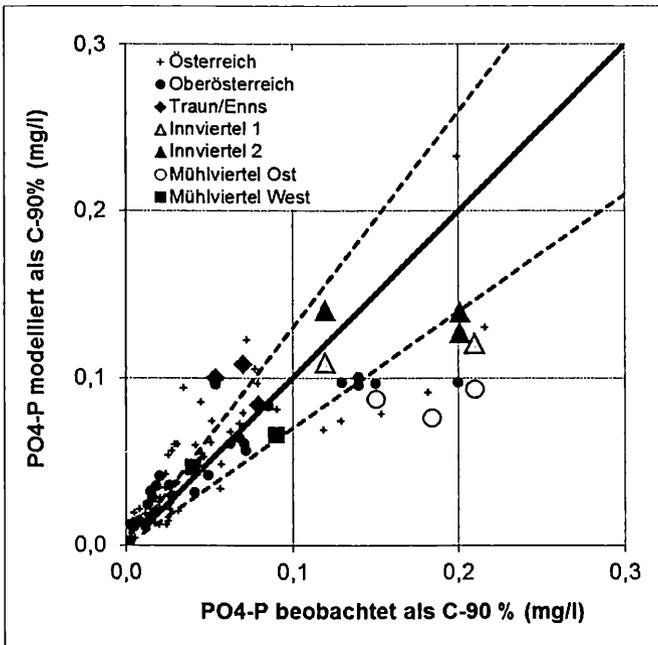


Abb. 7: Gegenüberstellung beobachteter und modellierter 90 %-Perzentile der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001–2006.

war und sich am stärksten in den Einzugsgebieten der Beispielregion „Östliches Mühlviertel“ zeigt. Trotzdem zeigt sich für viele Einzugsgebiete eine akzeptable Abweichung zwischen den modellierten und gemessenen $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen (< 30 %). Für einige Einzugsgebiete weist der gewählte Ansatz zur Transformation der berechneten TP-Frachten auf 90 %-Perzentile von $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen jedoch Schwächen auf. Eine weitere Optimierung wird im Zuge der Untersuchungen in Oberösterreich angestrebt.

3.1.3 Regionale Differenzierung

Die im Folgenden beispielhaft dargestellten Ergebnisse sollen die Möglichkeiten der Nutzung der Modellergebnisse veranschaulichen. So können

Emissionsschwerpunkte ausgewiesen werden (siehe Anwendung im Donaeinzugsgebiet),

- es kann regional differenziert die Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade und Emissionsquellen ausgewiesen werden,
- es können für Gewässer, wo keine Messungen vorliegen, Abschätzungen über den Belastungszustand und damit
- eine Risikoeinschätzung in Hinblick auf die Erreichung des „guten Zustandes“ durchgeführt werden, bzw.
- Grundlagen für die Erstellung eines zielgerichteten Gewässerbeobachtungskonzeptes bereitgestellt werden.

In weiterer Folge kann die Wirksamkeit von Maßnahmen im Gesamtzusammenhang von (Teil-)Einzugsgebieten evaluiert werden.

In Abbildung 8 ist die regionale Verteilung der modellierten $\text{PO}_4\text{-P}$ Fließgewässerkonzentrationen und die Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor dargestellt. Unter Emissionen von löslichem bzw. löslichem/gelöstem Phosphor werden dabei jene Phosphoremissionen verstanden, die entweder in gelöster Form (gelöster Phosphor) oder in partikulärer Form erfolgen, aber im Fließgewässer rückgelöst werden können und im Gewässer in gelöster Form transportiert werden (löslicher Phosphor). Für die Eintragspfade Grundwasser, Drainagen, Oberflächenabfluss (definitionsgemäß) und atmosphärische Deposition wurde ein Eintrag in gelöster Form angesetzt. Für die Eintragspfade Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen, Punkteinleitungen und sonstige Emissionen aus urbanen Gebieten (nicht an Kanalisation angeschlossene Bevölkerung, Mischwasserentlastungen und Regenkanalisation) wurde ein Teil als löslich bzw. als löslich/gelöst festgelegt. Der lösliche bzw. gelöste

Anteil dieser Eintragspfade wurde, wie bei Gabriel et al. (2011) beschrieben, anhand von $\text{PO}_4\text{-P}$ Messungen im österreichischen Gewässernetz kalibriert und ist in Tabelle 2 dargestellt. Für den Eintrag über Erosion aus nicht landwirtschaftlichen Flächen (Gebirgs- und Waldgebiete) wurde der lösliche Anteil als vernachlässigbar angesehen und daher mit Null angesetzt.

Tab. 2: Anteil des löslichen bzw. gelösten P in verschiedenen Eintragspfaden.

Eintragspfad	Anteil (-)
Löslicher P Anteil an der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen	0,5
Löslicher/gelöster P Anteil in kommunale und industrielle Punkteinleitung	0,8
Löslicher/gelöster P Anteil in Emissionen aus sonstigen urbanen Gebieten	0,7

Bei Betrachtung der Abbildung 8 zeigt sich, dass die höchsten $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen im Norden, Osten und Süden Österreichs auftreten. Dies sind auch jene Bereiche, in denen der Eintrag aus landwirtschaftlichen Quellen jene anderer Bereiche überwiegt. Die geringsten Konzentrationen treten entlang des Alpenhauptkammes auf, dort überwiegen vielfach die Hintergrundbelastung mit gelöstem Phosphor aus dem Grundwasser und Oberflächenabschwemmungen von Wald- und offenen Flächen. Um die Ballungszentren ist der Eintrag über kommunale und industrielle Quellen dominant.

Werden die Anteile der unterschiedlichen Emissionsquellen für eine ganze Region bzw. ein ganzes Bundesland betrachtet, so sieht man am Beispiel Oberösterreich (Abbildung 9, links), dass der Anteil der Gesamtposphoremissionen aus kommunalen und industriellen Quellen bei ca. 40 % liegen. Betrachtet man die Emissionen an löslichem bzw. gelöstem Phosphor, so steigt der Anteil auf knapp 50 % an (Abbildung 9, rechts). Deutlich anders ist die Situation, wenn nur jene Regionen Oberösterreichs betrachtet werden, in denen die modellierte Konzentration über dem typspezifischen Umweltqualitätsziel gemäß QZV Ökologie OG liegt (Abbildung 10). Der Anteil der P-Emissionen aus landwirtschaftlichen Quellen liegt für Gesamtposphor im Mittel dieser Gebiete bei über 60 % und für löslichen bzw. gelösten Phosphor immer noch bei ca. 55 %. Es wird also am Beispiel Oberösterreichs deutlich, dass in den Gebieten, in denen es Probleme mit der lokalen Gewässergüte aufgrund des Phosphors gibt, Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen dominieren.

Hauptquellen für Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor: Konzentrationsbetrachtung

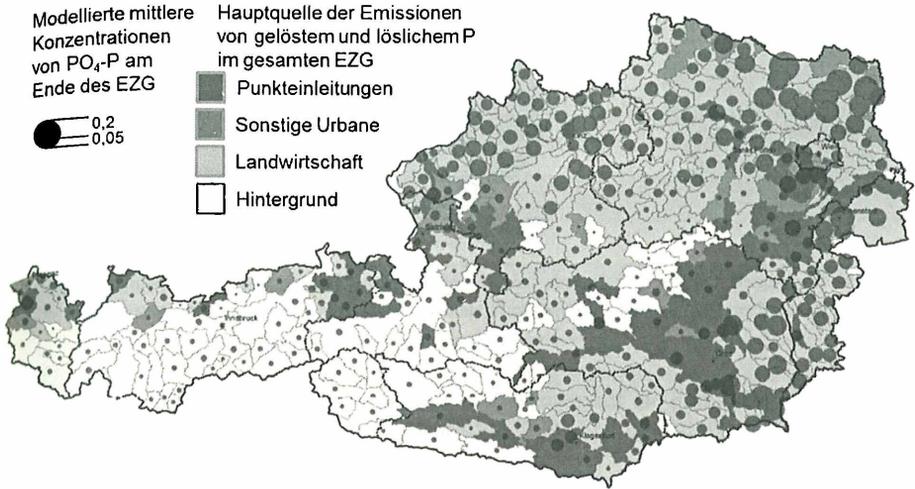


Abb. 8: Regionale Verteilung der modellierten $PO_4\text{-P}$ Fließgewässerkonzentrationen und Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet.

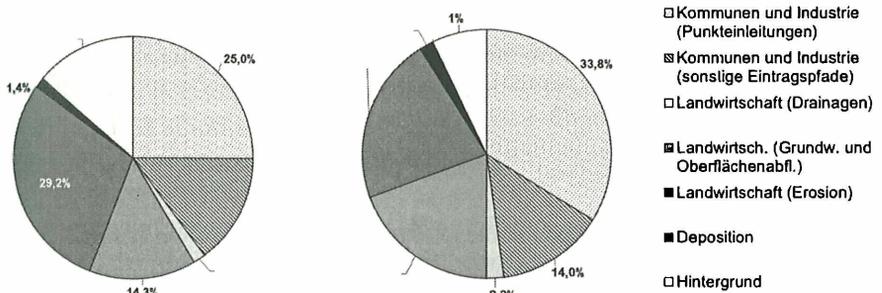


Abb. 9: Hauptquellen für Gesamt-Phosphoremissionen (links) und lösliche Phosphoremissionen (rechts) in Oberösterreich.

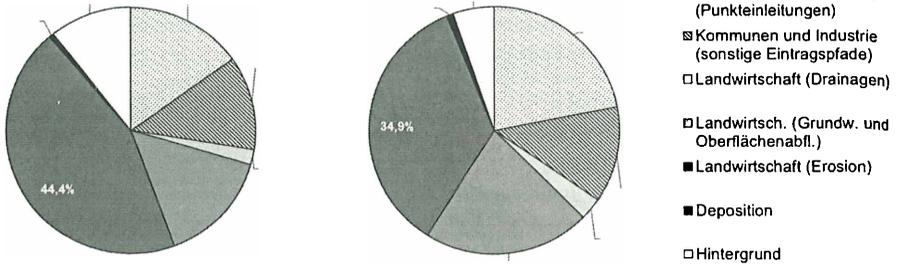


Abb. 10: Hauptquellen für Gesamt-Phosphoremissionen (links) und lösliche Phosphoremissionen (rechts) für die Einzugsgebiete Oberösterreichs, in denen eine Überschreitung der Richtwerte für den guten Zustand auf Basis der berechneten Konzentrationen festgestellt wurde.

3.1.4 Szenarien-Analyse auf nationaler Ebene

Der nächste Schritt im Rahmen einer Nährstoffemissionsmodellierung ist die Evaluierung der Wirksamkeit von Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene. Eine Szenarien-Analyse mit Hilfe von MONERIS ist insofern möglich, als die lokale Wirksamkeit von Maßnahmen angenommen wird und dann die Auswirkungen im Gesamtzusammenhang aller Emissionen und unter Berücksichtigung der Retentionen auf Einzugsgebietsebene dargestellt werden können. Zur Berechnung einer möglichen Reduktion der Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs wurden folgende Szenarien definiert:

- Einhaltung des Ablauf-Grenzwertes von 0,5 mgP/l für alle kommunalen Einleitungen, zur Berechnung wurde eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,4 mgP/l für alle kommunalen Punktquellen angesetzt. Darüber hinaus wurde für industrielle Direkteinleiter eine 50 %ige Reduktion der derzeitigen Emissionen angenommen (SzP1),
- Reduktion des Bodeneintrages in die Fließgewässer aus Erosion von Ackerflächen
- Anwendung beider vorher genannten Maßnahmen in allen Einzugsgebieten (SzP3),
- Anwendung der Maßnahmen der Szenarien SzP1 und SzP2 in allen Einzugsgebieten mit rechnerischer Überschreitung des typspezifischen Richtwertes für $\text{PO}_4\text{-P}$ (SzP4).

Die Maßnahmen zur Reduktion des Bodeneintrages könnten durch Kombination verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen (z. B. Mulchsaat, Winterbegrünung, Um-

wandlung in Grünland) auf Ackerflächen oder Errichtung wirksamer Gewässerrandstreifen angestrebt werden. Generell könnten diese Maßnahmen auf jene Bereiche beschränkt bleiben, die zu einem Eintrag in die Fließgewässer beitragen, d. h. eine Neigung in Richtung Fließgewässer aufweisen.

Tab. 3: Reduktion der Gesamt-Phosphoremissionen sowie des Nettoexportes durch die betrachteten Szenarien in Prozent der Situation des Vergleichszeitraumes 2001–2006.

	SzP1	SzP2	SzP3	SzP4
Reduktion der Gesamt-Phosphoremissionen [%]	15	15	29	10
Reduktion des Netto-Phosphorexportes [%]	18	10	29	9

In Tabelle 3 sind die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Reduktion der Gesamtemissionen für Phosphor sowie die Reduktion des Nettoexports über die Fließgewässer (Export minus Import) dargestellt.

Für die Phosphoremissionen wurde, ausgehend von einer berechneten Gesamtposphoremission von 4.300 tP/a, sowohl für die Maßnahmen im Bereich der Punkt-einleitungen (SzP1) als auch im Bereich der Erosionsschutzmaßnahmen (SzP2) eine Reduktion der Gesamtemission von jeweils 15 % berechnet. Über die Kombination beider Maßnahmen ist eine Reduktion der Gesamtemission von knapp 30 % möglich. Im Hinblick auf den Nettoexport von Phosphor aus Österreich sind die Reduktionen bei den Punktquellen effektiver als der Erosionsschutz im Einzugsgebiet. Dies lässt sich damit begründen, dass die Emissionen aus Punktquellen überwiegend in die größeren österreichischen Gewässer erfolgen (Donau, Mur, Enns, Drau, Inn), in denen die Gewässerretention gering ist. Der Erosionsschutz dagegen verringert jedoch vor allem jene Emissionen, die in kleinere Gewässer gelangen, wo die Gewässerretention eine deutlich größere Rolle spielt.

Werden Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten angesetzt, in denen es aufgrund der Modellierung zu Richtwertüberschreitungen kommen kann, dann ergibt sich für Gesamtösterreich eine ca. 10 %ige Emissionsreduktion, die sich durch Retention etwas gemindert auf den Phosphorexport aus Österreich auswirkt.

Betrachtet man die Auswirkungen der Maßnahmen auf die lokale Gewässergüte (Betrachtung der Konzentrationen anstatt der Frachten), so ergibt sich ein völlig anderes Bild. In Abbildung 11 sind die Auswirkungen der Maßnahmen in Form von Überschreitungshäufigkeiten von Konzentrationen – ausgedrückt als Quotient aus

modellierter Konzentration C_{mod} (90 %-Perzentil) und typspezifischem Richtwert für $\text{PO}_4\text{-P}$ – dargestellt. Hervorgehoben ist der Konzentrationsbereich, der eine mögliche Richtwertüberschreitung anzeigt ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 0,8$).

Bei den Phosphoremissionen führen die Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen und beim Erosionsschutz zur gleichen Emissionsreduktion. In Hinblick auf die Konzentrationen in den lokalen Gewässern wirken sich die Maßnahmen im Bereich des Erosionsschutzes (SzP2) wesentlich stärker aus als Maßnahmen bei Punkteinleitungen (SzP1) (siehe Abbildung 11). Überschreiten in der Darstellung der aktuellen Situation ca. 16 % der Gewässer den Bereich der Richtwertüberschreitungen ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 1$), so sind es für SzP1 ca. 14 % und für SzP2 noch ca. 9 %. Werden Reduktionen in beiden Bereichen umgesetzt, kann dies den Anteil der Gewässer mit rechnerischen Richtwertüberschreitungen auf ca. 7 % reduzieren (SzP3). Werden die Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten umgesetzt, welche in Hinblick auf die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen problematisch sind (SzP4), so kann für diese Gewäs-

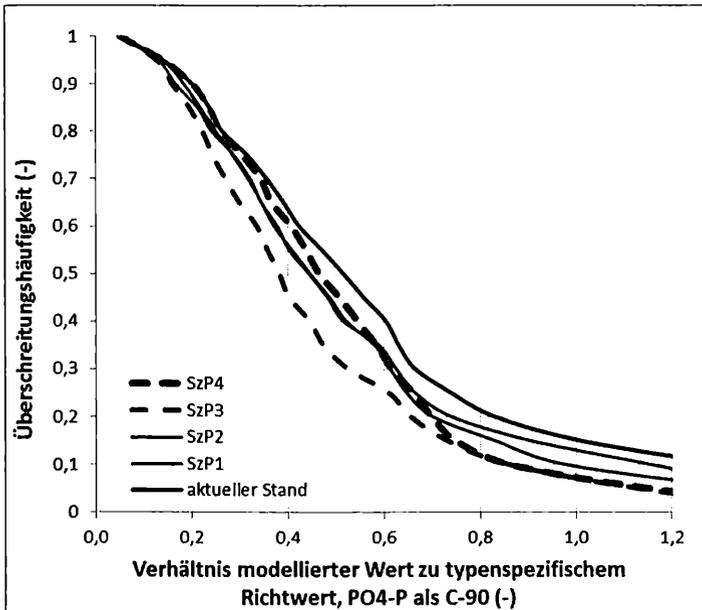


Abb. 11: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90 %-Werten in den Gewässern zum typspezifischen Richtwert für modellierte $\text{PO}_4\text{-P}$ Gewässerkonzentrationen bei unterschiedlichen Szenarien.

ser dieselbe Verbesserung erreicht werden wie bei flächendeckender Umsetzung der Emissionsreduktionen.

Die in Hinblick auf $\text{PO}_4\text{-P}$ problematischen Einzugsgebiete umfassen etwa 16 % der Fläche des österreichischen Staatsgebietes. Derzeit werden in diesen Gebieten etwa 13 % der gesamten Phosphoremissionen aus Punkteinleitungen Österreichs emittiert. Diese Punkteinleitungen wären damit von weiteren Reduktionsmaßnahmen betroffen, wenn für diese eutrophierungsgefährdeten Gewässer verschärfte Emissionsanforderungen festgelegt werden würden. Von den österreichischen Ackerflächen liegen dagegen 40 % in den problematischen Gebieten. Etwa 60 % der Erosion, welche der Landwirtschaft zugeordnet werden kann, ist auf diese Gebieten konzentriert. Geht man davon aus, dass etwa 20 % der Ackerflächen aufgrund ihrer Lage und Neigung zum Gewässer tatsächlich zu einem Eintrag von Bodenmaterial in die Fließgewässer beitragen, wären umfassende Erosionsschutzmaßnahmen auf ungefähr 8 % der österreichischen Ackerflächen notwendig, um Emissionen in gefährdete Gewässer zu reduzieren.

Selbst nach deutlicher Reduktion der Emissionen aus Punktquellen und umfassendem Erosionsschutz auf Ackerflächen verbleiben Gewässer, in denen eine Überschreitung des Richtwertes für $\text{PO}_4\text{-P}$ wahrscheinlich ist.

Soll in einer weiteren Detaillierung zusätzlich eine lokale Verortung von Maßnahmen durchgeführt werden, bieten sich rasterbasierte Ansätze der Modellierung an. Die Anwendung dieser Modellansätze mit einer höheren regionalen Auflösung ist zumeist jedoch mit einem wesentlich höheren Rechenaufwand und/oder Datenbedarf verbunden. Eine Möglichkeit, um die Vorteile unterschiedlicher Methoden zu nutzen, ist die Anwendung von Modellensembles. So können zum Beispiel mit MONERIS jene (Teil-)Einzugsgebiete ausgewiesen werden, für die eine nähere Betrachtung von besonderem Interesse ist. Speziell in diesen Einzugsgebieten können aufwändigere Methoden mit höherer Auflösung angewandt werden, um in einem Einzugsgebiet besser verorten zu können, wo eine Maßnahme eine Wirksamkeit in Hinblick auf eine Verringerung der Gewässerbelastung liefern kann. Eine entsprechende Vorgangsweise wird auch im Rahmen der Arbeiten für das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung getestet. Diesbezügliche Arbeiten sind jedoch noch nicht abgeschlossen. Im Folgenden wird mit PhosFate ein rasterbasiertes Modell zur Berechnung von Phosphoremissionen und Maßnahmenwirksamkeiten mit Schwerpunkt auf dem Erosionspfad vorgestellt.

3.2 Rasterbasierte Modellierung

3.2.1 *PhosFate*

PhosFate wurde als Phosphoremissionsmodell (Phosphorus Fate, Kovacs et al., 2008) 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 Reservoiren berücksichtigt werden. Außerdem enthält das Modell einen Optimierungsalgorithmus, über welchen es möglich ist, jene Rasterzellen auszuweisen, wo 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., 2012).

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 Reservoiren, Volumen der Reservoirs).

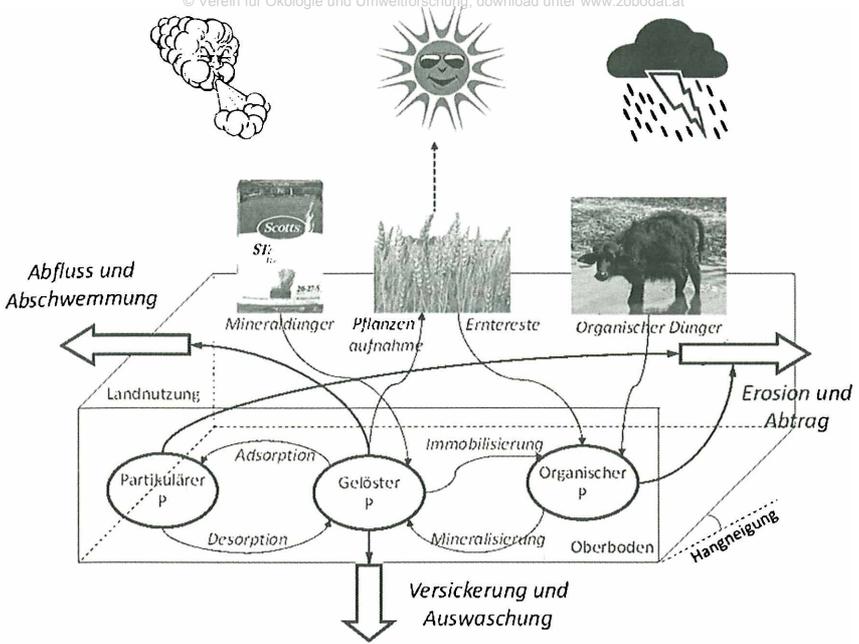


Abb. 12: Schema des Emissionsmodells.

Das Modell besteht aus drei Teilmodellen: Teilmodell Emissionen, Teilmodell Transport und Teilmodell Optimierung. Aufgabe des Emissionsmodells (Abbildung 12) 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.

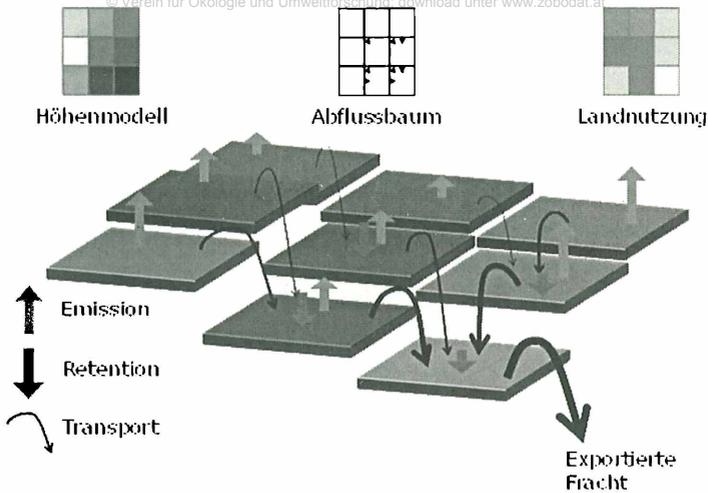


Abb. 13: Schema des Transportmodells.

Das Transportmodell (Abbildung 13) 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. Dabei wird in jeder Zelle auch die Retention von Schwebstoffen und partikulärem Phosphor berücksichtigt. 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 diesen zwei Funktionen, die Maßnahmen auf einer 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 Reduktionspotenzial anderer Zellen. Somit wird die Rechnung von neuem gestartet und wieder jene Zelle gesucht, wo 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.

3.2.2 Anwendung für das Wulka-Einzugsgebiet (für partikulären Phosphor)

Eine Modellierung für das Wulka-Einzugsgebiet (Ost-Österreich, 380 km²) soll im Folgenden als Beispiel für eine Anwendung des Modells für partikuläre Phosphorfrachten kurz dargestellt werden. Das Wulka-Einzugsgebiet weist eine starke landwirtschaftliche Prägung auf (54 % des Einzugsgebietes sind Acker- und Weinbaufläche, 12 % sind Grünland). Durch tägliche Messungen der Phosphorkonzentrationen im Einzugsgebietsauslass bei Schützen bietet das Gebiet eine gute Datenbasis zur Kalibrierung und Validierung des Modells. Neben dem Pegel in Schützen wurden drei weitere Messstellen des Einzugsgebietes zur Validierung der Modellergebnisse herangezogen. Für die Rasterzellen wurde eine Auflösung von 50x50 m gewählt.

Abbildung 14 zeigt einen Vergleich zwischen modellierten und beobachteten Frachten von partikulärem Phosphor aus der Erosion („Event Load“ = Gesamtfracht minus Basisfracht). Die Kalibrierung wurde für die langjährigen Mittelwerte der transportierten Frachten beim Einzugsgebietsauslass in Schützen durchgeführt. Hier können die beobachteten Frachten sehr exakt durch das Modell wiedergegeben wer-

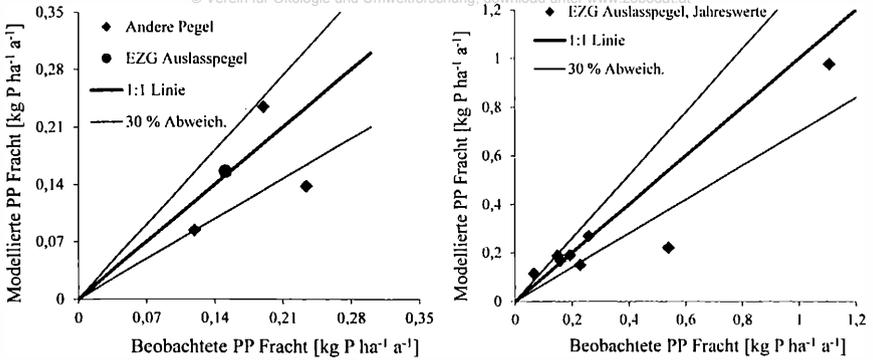


Abb. 14: Vergleich der modellierten und beobachteten Frachten im Wulka-Einzugsgebiet (links: langfristige Werte, rechts: jährliche Werte).

den. Für die Validierungspegel im Einzugsgebiet und die einzelnen Jahre beim Pegel Schützen treten etwas größere Abweichungen zwischen beobachteten und modellierten Frachten auf. Zumeist liegt die Abweichung jedoch unter 30 %.

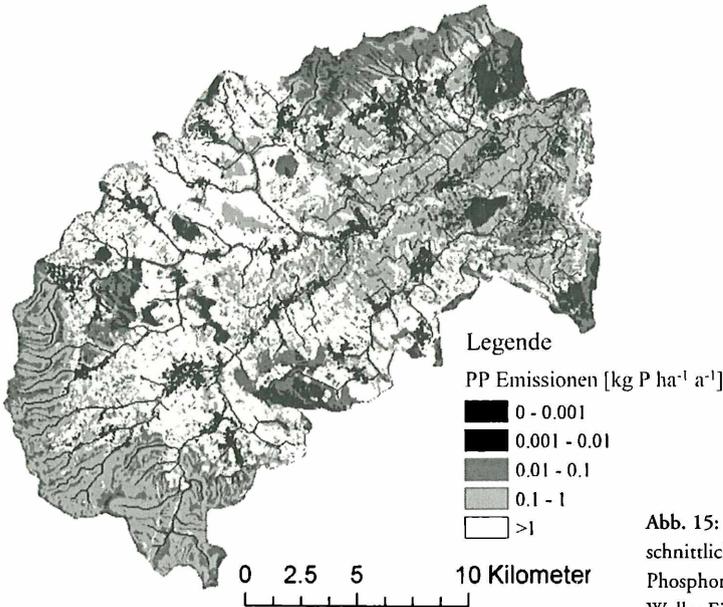


Abb. 15: Langfristige durchschnittliche partikuläre Phosphoremissionen im Wulka-Einzugsgebiet.

Die räumliche Verteilung der partikulären Phosphoremissionen wird in Abbildung 15 gezeigt. Im zentralen Teil des Einzugsgebietes treten die höchsten lokalen Emissionen durch Bodenerosion auf. Die Bereiche im Süd-Westen des Einzugsgebietes sind zu einem großen Teil mit Wald bedeckt und im Osten gibt es landwirtschaftliche Gebiete mit geringeren Hangneigungen. 4,8 % des Einzugsgebiets haben einen Bodenabtrag (lokale Mobilisierung) von mehr als 10 Tonnen pro Hektar und Jahr. Diese Gebiete produzieren 49 % der gesamten P-Emissionen aus der Bodenerosion. 26 % der Flächen des Einzugsgebietes weisen einen Bodenabtrag von mehr als 2 Tonnen pro Hektar und Jahr auf. Der Anteil, den diese Flächen zu den gesamten P-Emissionen aus Erosion beitragen, beträgt 87 %. Dies zeigt, dass für eine massive Verringerung der lokalen Bodenverluste um 80–90 % effektive Erosionsschutzmaßnahmen auf ca. der Hälfte der Ackerflächen umgesetzt werden müssten.

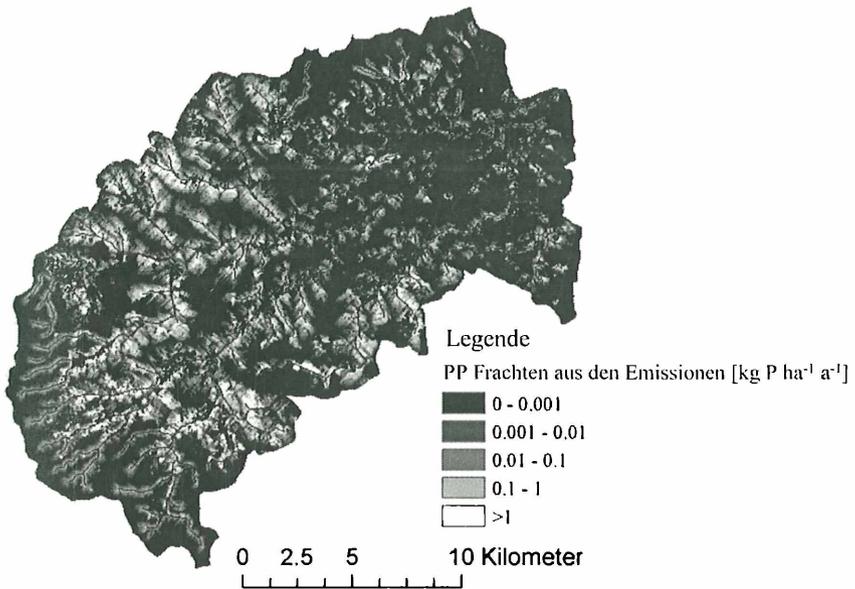


Abb. 16: Langfristige durchschnittliche lokale Beiträge zu der partikulären Phosphorfracht am Auslass des Wulka-Einzugsgebietes.

Abbildung 16 stellt den Beitrag jeder Zelle zur Gewässerfracht am Einzugsgebietsauslass bei Schützen bzw. jenen Anteil der lokalen Emissionen dar, der den Pegel Schüt-

zen erreicht. Die Summe der lokalen Beiträge aller Zellen ist somit gleich der Gesamtfracht an partikulärem Phosphor beim Einzugsgebietsauslass. 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. Im Vergleich der Abbildung 15 mit der Abbildung 16 zeigt sich, dass nur ein geringer Anteil der weißen Gebiete der Emissionskarte (größere Emissionen) auch tatsächlich zu den Frachten am Pegelauslass beiträgt. Nur 2,8 % der Flächen des Einzugsgebietes liefern 75 % der Gesamtfrachten am Auslass des Gebietes. Aus 12 % der Einzugsgebietsfläche stammen 96 % der exportierten Fracht. Das bedeutet, dass die Identifizierung der wirksamen Quellgebiete im Zusammenspiel mit den relevantesten Transportwegen eine ausschlaggebende Rolle hinsichtlich des Wasserqualitätsmanagements (Reduktion von partikulären P-Einträgen aus der Erosion in die Gewässer) spielt.

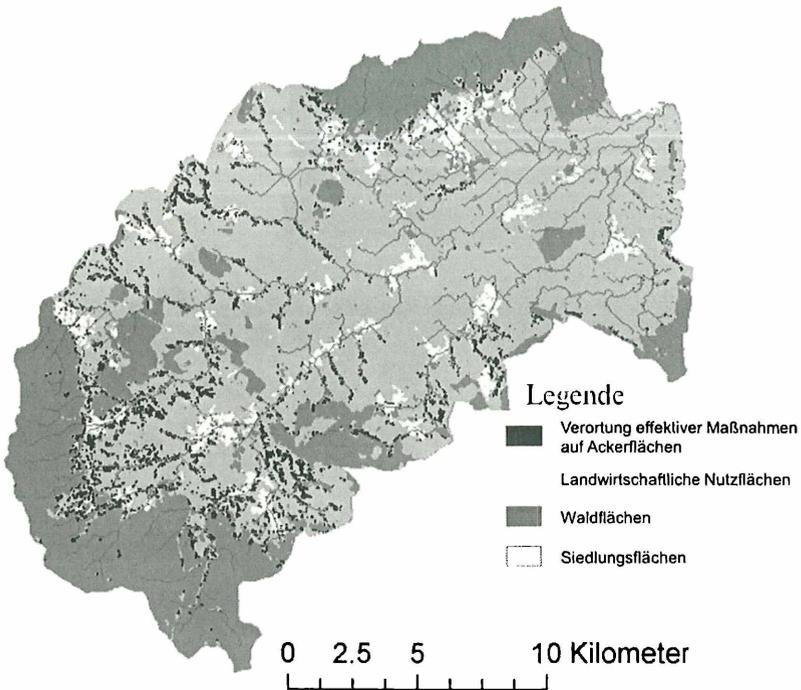


Abb. 17: Gebiete mit der höchsten Maßnahmenpriorität zur Vermeidung von Phosphorverlusten durch Erosion aus der Fläche und zur Vermeidung von Phosphoreinträgen durch Erosion in die Gewässer im Wulka-Einzugsgebiet.

In einem nächsten Schritt wird daher für das Wulka-Einzugsgebiet mit Hilfe des Optimierungsmodells beispielhaft dargestellt, wie ein Konzept aussehen könnte, welches Aspekte des Bodenschutzes bzw. des Ressourcenmanagements (Vermeidung von Bodenverlusten) und des Wasserqualitätsmanagements (Vermeidung von Phosphoremissionen in die Gewässer) umsetzt (Abbildung 17). Quellkontrolle wurde dort angewendet, wo der Netto-Bodenabtrag (Brutto-Abtrag minus lokale Retention) den Wert von 10 Tonnen pro Hektar und Jahr übersteigt. Dieser Eingriff wäre auf 2,5 % der Fläche des Einzugsgebietes (etwa 4,6 % der Acker- bzw. Weinbauflächen) erforderlich. Zusätzlich wurden die restlichen Gebiete anhand des Optimierungsalgorithmus überprüft, um Maßnahmen (Erosionsschutz und/oder Retentionsbereiche) so zu verorten, dass insgesamt eine Frachtreduktion von ca. 85 % des partikulären Phosphors aus der Erosion erreicht wird. Zur Umsetzung dieses Ziels wären Maßnahmen zum Erosionsschutz bzw. zur Erhöhung der Schwebstoffretention auf zusätzlich ca. 1,5 % der Einzugsgebietsfläche erforderlich. Insgesamt würden dann Maßnahmen auf ca. 4 % der Fläche des Wulka-Einzugsgebietes (1.520 Hektar, ca. 7,5 % Ackerflächen) erforderlich, um beide Managementziele zu erreichen. Diese Überlegungen am Beispiel der Wulka erheben nicht den Anspruch einer exakten Quantifizierung, auch wurde das Beispiel Wulka in erster Line aufgrund der guten Datenlage in Hinblick auf die Erhebung von Phosphorfrachten gewählt. Die Überlegungen zeigen jedoch zum einen Möglichkeiten der Modellierung und dokumentieren 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.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Quantifizierung des Transportes von Phosphor auf Ebene von Einzugsgebieten und damit die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Emissionsfrachten und Immissionskonzentrationen unter Berücksichtigung von Retention ist eine grundlegende Voraussetzung zur Ableitung von effizienten Maßnahmen zur Reduktion von Phosphorbelastungen in Fließgewässern auf Basis des Immissionsprinzips.

International gibt es eine Vielzahl von Modellen zur Berechnung von Phosphoremissionen und Phosphorimmissionen auf Flusseinzugsgebietsebene. Die Modelle weisen eine weite Bandbreite in Hinblick auf Komplexität, Datenbedarf, Modellie-

rungsaufwand, regionaler und zeitlicher Auflösung bzw. Eignung für unterschiedliche Einsatzbereiche auf.

Es ist nicht möglich, das beste Modell zu identifizieren. Je nach Anwendungsbereich, Fragestellung und dem Vorhandensein zeitlicher und finanzieller Ressourcen weisen unterschiedliche Modelle Vor- und Nachteile auf. Eine Auswahl ist für den jeweiligen Anwendungsfall zu treffen. Generell ist eine kombinierte Anwendung von Modellen von Vorteil. Dies kann einerseits in Sinne einer Ensemble-Modellierung zu einer besseren Absicherung der Modellergebnisse bzw. der besseren Ausweisung von Unsicherheiten führen, und andererseits auch für einen effizienten Einsatz unterschiedlicher Modelle auf unterschiedlichen Detaillierungsebenen genutzt werden.

Im Donaueinzugsgebiet und in Österreich hat sich der Einsatz des Nährstoffemissionsmodells MONERIS für eine groß- bis mittelskalige Anwendung bewährt. Für die Verwendung des Modells in Österreich für Einzugsgebietsgrößen von 100 bis 1000 km² waren eine Reihe von Adaptierungen und Erweiterungen am Modell erforderlich.

- Die derzeit für das gesamte Bundesgebiet vorliegende Modellergebnisse können
- den Zusammenhang zwischen Phosphoremissionen aus unterschiedlichen Emissionsquellen und über unterschiedliche Eintragspfade mit den Phosphorkonzentrationen in den Fließgewässern für unterschiedliche Regionen in Österreich herstellen, nützliche Hinweise für die Bedeutung unterschiedlicher Strategien zum Schutze der österreichischen Gewässer und zur Reduktion von Phosphorexporten über die Gewässer liefern,
 - für Gewässer, in denen es keine Messwerte gibt, Hinweise liefern, ob ein Risiko der Überschreitung von Richtwerten vorhanden ist und somit bei der Entwicklung eines Monitoringkonzeptes zur Zustandsüberwachung helfen, bzw. bei deutlicher Abweichung zwischen modellierten und gemessenen Werten Hinweise zu Datenproblemen liefern.

Speziell für die Reduktion der Phosphorbelastung von Gewässern konnte gezeigt werden, dass die über die Fließgewässer aus Österreich exportierten Frachten über eine weitere Verschärfung der Anforderungen an die Abwasserreinigung in relevantem Umfang verringert werden könnten. Zum Schutz jener lokalen Gewässer, die im Risiko stehen, den guten Zustand aufgrund von Phosphorbelastungen zu verfehlen, sind zumeist Maßnahmen zur Verringerung von diffusen Einträgen (Landwirtschaft) wesentlich relevanter.

Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung sind derzeit Arbeiten im Gang, die eine Verbesserung der Anbindungen von Maßnahmen in der Landwirtschaft an die Nährstoffmodellierung mit MONERIS und eine verbesserte lokale Verortung von wirksamen Maßnahmen im Gewässerschutz über alternative Modellansätze gewährleisten sollen.

Literatur

- Anthony S.G., P. Quinn and E.I. Lord (1996): *Aspects Appl. Biol.*, 46, pp 23–32.
- Arnold J.G., R. Srinivasan, R.S. Mutiah and J.R. Williams (1998): *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34, 73–89.
- Behrendt H., M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W.G. Pagenkopf, G. Scholz and F. Wendland (2003): *Nutrient emissions into River Basins of Germany on the basis of a harmonized procedure*, UBA-Texte, 82/03, 201 pp., Berlin, 2003.
- Behrendt H., P. Huber, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz and R. Uebe (1999): *Nutrient Emissions into River Basins of Germany*, Texte 23/00, Umweltbundesamt Berlin, 261 pages.
- Behrendt H. and R. Dannowski (2005): *Nutrients and heavy metals in the Odra River system*, Weißensee Verlag, Berlin, 2005.
- Bergström S. (1995): In *Computer Models of Watershed Hydrology*, ed. V.P. Singh, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, pp. 443–476.
- BMLFUW (2005): *EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2005.
- Bouraoui F., Grizzetti B., Adelsköld G.H., Behrendt Miguel I. de, Silgram M., Gómez S., Granlund K., Hoffmann L., Kronvang B., Kværnø S., Lázár A., Mimikou M., Passarella G., Panagos P., Reisser H., Schwarzl B., Siderius C., Sileika A.S., Smit A.A.M.F.R., Sugrue R., Zaloudik J. (2009): *Basin characteristics and nutrient losses: the EUROHARP catchment network perspective*. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 515–525.
- Brandt M. and H. Ejhed (2002): *TRK, Transport-Retention-Källfördelning, Belastning pa havet*, Swedish environment protection agency, Report 5247, Stockholm, Sweden, 2002, (auf schwedisch).
- danUBs (2005): *Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea*, Institute for Water Quality and Waste Management, Vienna University of Technology, final report, supported under contract EVK1-CT-2000-00051 by the Energy, Environment and Sustainable Development (EESD) Programme of the 5th EU Framework Programme. Available online at: <http://danubs.tuwien.ac.at/> (accessed 2005). danUBs, 2005.
- Di Luzio M., R. Srinivasan and J. Arnold (2001): *ArcView Interface for SWAT 2000 User's Guide*, Blackland Research Center, Agricultural Research Service, TX, USA, 2001.

- Ejhed H., B. Arheimer and H. Johnsson (2003): in Review and Literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale, ed. O.F. Schoumans and M. Silgram, EUROHARP report 1-2003, NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, Norway, pp. 31–37, 2003.
- European Environment Agency/IFEN (2000): Calculation of nutrient surplus from agricultural sources, Statistics spatialisation by means of CORINE Land Cover, Application to the case of Nitrogen, Technical report no. 51, 2000.
- Gabriel O., Hochedlinger G., Kovács Á., Schilling C., Thaler S., Windhofer G., Zessner M. (2011): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. BLMFUW, Mai 2011.
- Groenendijk P., Renaud L.V. and Roelsma J. (2005): Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the ANIMO 4.0 model, Report 983, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2005.
- Honti M., Istvánovics V. and Kovács Á. (2010): Balancing between retention and flushing in river networks – optimizing nutrient management to improve trophic state. *Science of the Total Environment* 408, pp. 4712–4721.
- ICPDR (2009): Danube River Basin District Management Plan, International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Vienna, Austria.
- Johnsson H., M. Larsson, K. Martensson and M. Hoffmann (2002): Environ. Modell. Software, 17, 505–517.
- Kovács Á., Fülöp B. and Honti M. (2012): Detection of hot spots of soil erosion and reservoir siltation in ungauged Mediterranean catchments. *Energy Procedia*, akzeptiert.
- Kovács Á., Honti M. and Clement A. (2008): Design of best management practice applications for diffuse phosphorus pollution using interactive GIS. *Water Science & Technology* Vol. 57.11, pp. 1727–1733.
- Kovács Á., Honti M., Eder A., Zessner M., Clement A. and Blöschl G. (2012): Identification of phosphorus emission hotspots in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, eingereicht.
- Kroes J.G. and J.C. van Dam (2004): Reference Manual SWAP version 3.0.3., Report 773, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2004.
- Kronvang B., Behrendt H., Andersen H.E., Arheimer B., Barr A., Borgvang S.A., Bouraoui F., Granlund K., Grizzetti B., Groenendijk P., Schwaiger E., Hejzlar J., Hoffmann L., Johnsson H., Panagopoulos Y., Porto A. Lo., Reisser H., Schoumans O., Anthony S., Silgram M., Venohr M., Larsen S.E. (2009): Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 572–583.
- Kunst S., Scheer C. and Panckow N. (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche, ATV-DVWK-Themen, 170 Seiten, ISBN 3-937758-27-5.
- Lord E.I. and S.G. Anthony (2000): *Soil Use Manage*, 16, pp. 67–174.

- McClure Morton K. (2001): The Lough Derg and Lough Ree Catchment Monitoring and Management System, Final Report, Belfast, Northern Ireland, 2001.
- Neitsch S.L., J.G. Arnold, J.R. Kinyry and J.R. Williams (2001): Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation – Version 2000, Blackland Research Center – Agricultural Research Service, TX, USA, 2001.
- OSPAR (2000): Guideline 8: Principles for Source Apportionment for Quantifying Nitrogen and Phosphorus Discharges and Losses (Reference no: 2000-1; 00/9/2 Add.8 and 00/20/1, x 9.5a), 2000.
- Pettersson A., B. Arheimer and B. Johansson (2001): Nord. Hydrol., 32, 227–248.
- Prasuhn V. und Mohni R. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Bericht z.H. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Kanton Bern (GSA).
- Prasuhn V. und Müller K. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Zugersee. Bericht z. H. Amt für Umweltschutz Kanton Zug (GSA).
- Schilling C., Zessner M., Kovács Á., Hochedlinger G., Windhofer G., Gabriel O., et al. (2011): Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion, ÖWAW, Heft 5–6.
- Schoumans O.F., Silgram M., Groenendijk P., Bouraoui F., Andersen H.E., Kronvang B., Behrendt H., Arheimer B., Johansson H., Panagopoulos Y., Mimikou M., Porto A. Lo., Reisser H., Le Gall G., Barr A., Anthony S.G. (2009): Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. Journal of Environmental Monitoring, 11: 506–514.
- Siderius C., P. Groenendijk, M H.J.L. Jeuken and A.A.M.F.R. Smit (2005): Process description of NuswaLite. A mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems, Report 1226.2, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2005.
- Simmelsgaard S.E., K. Kristensen, H.E. Andersen, R. Grant, J.O. Jørgensen and H.S. Østergaard (2000): An empirical model for calculation of root zone nitrate leaching, DJF rapport Markbrug no. 32, Danmarks Jordbrugs Forskning (in Danish).
- Smit A.A.M.F.R. and C. Siderius (2005): Process descriptions of SWQN, A simplified surface water quantity model, Report 1226.1, Alterra, Wageningen, 2005.
- Venohr, M., H. Behrendt, U. Hirt, U. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, K. Ortelbach, S. Natho, F. Neumann, J. Hürdler (2009): The model system MONERIS – Version 2.14.1vba, Manual, Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V. Berlin, 117 pages.
- Zessner M. (2008): The Combined Approach – a Challenge for Border Crossing Water Quality Issues in Austria, Water Science and Technology, 58, 10; pp. 1917–1923.
- Zessner M., Kovács Á., Schilling C., Hochedlinger G., Gabriel O., Thaler S.; Natho S. and Windhofer G. (2011a). Enhancement of the MONERIS model for application in alpine catchments in Austria, International Review of Hydrobiology, 96/5, pp 541–560.

Zessner M., Gabriel O., Kovács A., Kuderna M., Schilling Ch., Hochedlinger G., Windhofer G. (2011b): Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragungspfadern für strategische Planungen Endbericht eines Forschungsprojektes im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, WPLO-2010-290023/1-Stu/Mö.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Umwelt - Schriftenreihe für Ökologie und Ethologie](#)

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: [39](#)

Autor(en)/Author(s): Zessner Matthias, Kovacs Adam, Schilling Christian, Hochedlinger Gerald, Gabriel Oliver, Windhofer Georg

Artikel/Article: [Nährstofftransport in Einzugsgebieten und Flüssen. 39-74](#)