

Björn Tetzlaff, Dieter Krause, Kathrin Marowsky und Arndt Bock

# Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse

**Eutrophication problems in Lake Altmühl as a result of phosphorus inputs from diffuse and point sources**

Im Altmühlsee und seinen Zuflüssen (Mittelfranken) bestehen seit längerem Eutrophierungsprobleme, die auf erhöhte P-Konzentrationen zurückgehen. Unklar war bislang, welche Bedeutung die einzelnen punktuellen und diffusen P-Quellen für den Gesamteintrag in die Oberflächengewässer besitzen und auf welchen Flächen Maßnahmen zur Verringerung des Stoffeintrags ansetzen sollten. Diese Fragen wurden durch eine Modellierung mit dem Modell MEPhos beantwortet.

**Schlagwörter:** Altmühlsee, diffuser Eintrag, Eutrophierung, Modellierung, P-Eintrag, punktförmiger P-Eintrag

Eutrophication problems have been observed in Lake Altmühl and its catchment for several years which can be traced back to increased phosphorus concentrations. Recent interest focused on the relevance of various diffuse and point sources as well as the delineation of target areas for the implementation of measures. These points have been clarified now after modelling with MEPhos.

**Keywords:** Diffuse P-inputs, eutrophication, Lake Altmühl, modelling phosphorus inputs, phosphorus inputs, P-inputs, point sources

## 1 Veranlassung und Ziele des Projekts

Der Altmühlsee in Mittelfranken gehört zu einer Gruppe von Seen, die vor 35 Jahren künstlich angelegt wurden, um das Wasserdargebot für Nordbayern in Trockenzeiten zu erhöhen. Seitdem ist mit den fränkischen Seen ein attraktives Naherholungs- und Urlaubsgebiet entstanden, von dem starke wirtschaftliche Impulse für die gesamte Region ausgehen. Neben den ökologischen Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie haben die Seen zusätzliche Vorgaben der EU-Badegewässerrichtlinie zu erfüllen. In den vergangenen Jahren ist es in vielen Seen Mittelfrankens, insbesondere jedoch im flachen Altmühlsee, vermehrt zu starken Blaualgenblüten (Cyanophyceae) gekommen, wobei das massive Wachstum auf überhöhte Phosphatkonzentrationen im Seewasser und in den Zuflüssen zum See zurückgeht. Mittlere Konzentrationen von Gesamt-P an den Güte-Messstellen in Thann und Obermühl betragen ca. 0,3 mg/l (Mittelwerte 2000–2010). Das Erreichen des guten ökologischen Zustands bis 2015 nach EG-WRRL ist damit ausgeschlossen. Die Auswirkungen der Algenteppe sind so gravierend, dass wiederholt Badewarnungen seitens der Gesundheitsbehörden ausgesprochen werden mussten. Diese Problematik hat sich zu einem ständigen Ärgernis der Betroffenen in Wasserwirtschaft, Naturschutz und Tourismus entwickelt. Vor allem der Anteil verschiedener Eintragsquellen wird kontrovers eingeschätzt, so dass weitere Untersuchungen notwendig waren.

Das Untersuchungsgebiet der Studie umfasst das Einzugsgebiet der Altmühl in ihrem Oberlauf bis zum Altmühlsee im westlichen Mittelfranken (Freistaat Bayern). Das 551 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet weist ein flaches bis welliges Relief auf. Der Mittelwert des relativen Reliefs beträgt ca. 30 m/km<sup>2</sup>. Steile Lagen mit Höhenunterschieden von bis zu 93 m/km<sup>2</sup> sind im Wesentlichen auf die Wasserscheiden beschränkt. Im Untergrund stehen Gesteine des mittleren Keupers an (Gips- und Sandsteinkeuper), d.h., im Untersuchungsgebiet dominieren Tonsteine und Sandsteine mit stark variierender hydraulischer Durchlässigkeit. Daraus haben sich stark lehmige Sandböden und vor allem tonige Lehm- und Tonböden entwickelt. Schwerpunktmäßig treten daher

Braunerden, Pseudogleye und Pelosole auf. Die Landnutzung ist weitestgehend landwirtschaftlich geprägt: Ackernutzung macht 35 % und Dauergrünlandnutzung 23 % der Fläche aus. Waldflächen verfügen über einen Flächenanteil von ca. 30 %. Urbane Nutzungen treten auf 8 % der Einzugsgebietsfläche auf. Bei mittleren Jahresniederschlägen von ca. 750 mm/a (2000–2010) besteht angesichts der starken Verbreitung lehmig-toniger Böden und der intensiven landwirtschaftlichen Inanspruchnahme ein hoher Bedarf an künstlichen Entwässerungssystemen. Dränagen treten auf 48 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf, was für Mittelgebirgslandschaften ein recht hoher Wert ist (TETZLAFF et al. 2008, TETZLAFF & KUHR 2011). Mit Bevölkerungsdichten von meist < 100 und teilweise sogar unter 50 Einwohnern/km<sup>2</sup> kann das Untersuchungsgebiet als dünn besiedelt gelten. Unter gewerblich-wirtschaftlichen Aktivitäten dominiert die Landwirtschaft mit Marktfrucht- und Futterbau, wobei Silomais und Wintergetreide die vorherrschenden Kulturen darstellen. Der Viehbesatz ist gering und liegt auf Landkreisebene (2010) im Bereich von ca. 1 Großvieheinheit pro Hektar (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM 2012). Deutlich größer ist die Bedeutung der Energiegewinnung im landwirtschaftlichen Sektor: So werden im Jahr 2013 59 Biogasanlagen im Einzugsgebiet verzeichnet.

Die Altmühl selbst zählt zu den karbonatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen im Keuper. Bedingt durch das geringe Gefälle weisen die Altmühl und ihre Nebengewässer eine sehr geringe Fließgeschwindigkeit auf, was eine starke Wassertrübung durch Feinmaterial zur Folge hat. Die Flutung von Altmühlwasser in den flachen Altmühlsee erfolgt im Winterhalbjahr, wenn der Zuleiter zur Vermeidung von Hochwasserschäden geöffnet wird. Abbildung 1 zeigt die Auswirkungen der im Winterhalbjahr möglichen Einspülung von Schweb- und Nährstoffen über den Altmühlzuleiter in den Altmühlsee. Die Schwebstofffahne breitet sich fast im gesamten See aus.

Als Haupteintragsquellen der Nährstoffe wurden bislang Abwässerleitungen aus Kläranlagen und Kleinkläranlagen mit unter Umständen unzureichender Reinigungsleistung sowie diffuse landwirtschaftliche Einträge vermutet. Nach umfassender Sa-



**Abbildung 1**

Schwebstofffahne im Altmühlsee während des Hochwassers am 24.12.2012 (Quelle: Wasserwirtschaftsamt Ansbach)  
*Plume of suspended sediments in Lake Altmühl during a flood event on 24 December 2012 (Source: Wasserwirtschaftsamt Ansbach)*

nierung der Kläranlagen und Optimierung der P-Fällung in den vergangenen Jahren verlagert sich der Fokus für potenzielle Reduktionsmaßnahmen zunehmend auf diffuse Einträge. Da empirische Daten nicht in ausreichender Quantität und Qualität vorliegen, um belastbare Aussagen über die Größenklassen der Einträge zu treffen, sollen diese mit Hilfe des Modells MEPHOS (TETZLAFF 2006) quantifiziert werden. Dessen valide Modellergebnisse bilden die Basis für Planungen kosten- und wirkungseffizienter Maßnahmen.

Vor diesem Hintergrund hat das Wasserwirtschaftsamt Ansbach vom Forschungszentrum Jülich (Institut IBG-3: Agrosphäre) eine entsprechende Studie durchführen lassen. Das Forschungszentrum Jülich verfügt über Expertise in der Erstellung von Gebietsanalysen zum Stoffeintrag aus diffusen und punktuellen Quellen, vor allem von Phosphor, Sediment, Stickstoff und Metallen, auf Basis selbst entwickelter Simulationsmodelle, die in bislang neun Bundesländern zum Einsatz gelangt sind (u.a. TETZLAFF et al. 2013a, TETZLAFF & WENDLAND 2011, WENDLAND et al. 2014). Die Oberziele des Vorhabens bestehen darin, (a) alle signifikanten Phosphatquellen im Einzugsgebiet des Altmühlsees zu identifizieren, (b) die Höhe der Einträge aus diesen punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer modellgestützt zu quantifizieren und (c) räumliche Belastungsschwerpunkte des Phosphateintrags in die Oberflächengewässer innerhalb des Altmühlsee-Einzugsgebiets auszuweisen. Der Frage, welche Rolle landwirtschaftliche Tätigkeiten für den Phosphateintrag spielen, soll bei der Untersuchung eine besondere Bedeutung zukommen.

Bei der Simulation der diffusen und punktuellen P-Einträge sollen elf verschiedene Eintragspfade differenziert werden. Dies sind Bodenerosion, Abschwemmung, Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss, grundwasserbürtiger Abfluss, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, Ufererosion, kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Mischwasserentlastung und Kleinkläranlagen. Bodenerosion durch Wasser und Abschwemmung unterscheiden sich in diesem Zusammenhang

dadurch, dass bei der Erosion partikuläres P von Ackerflächen ausgetragen wird und bei der Abschwemmung von Acker- und Grünland gelöstes P transportiert wird. Als räumliche Auflösung werden 20 m, für die Erosionsberechnung 5 m, gewählt, d.h., pro Datensatz werden bis zu 58 Mio. Zellen verarbeitet. Derart hoch aufgelöste Modellanwendungen in kleinskaligen Untersuchungsgebieten setzen die Verfügbarkeit detaillierter Datengrundlagen voraus. Dies ist für das Altmühlsee-Einzugsgebiet gegeben. Die Modellergebnisse werden mit im Einzugsgebiet erhobenen Messdaten zum Durchfluss und zur Gewässergüte (Parameter Gesamt-P, ortho-P) plausibilisiert und validiert (Kap. 4). Zusätzlich dienen eine mehrtägige Geländebegehung sowie eine intensive Auswertung von Luftbildern der weiteren Überprüfung und Absicherung der erzielten Ergebnisse. Das Vorhaben wurde über die gesamte Laufzeit von einem Projektbeirat begleitet, in dem das Wasserwirtschaftsamt Ansbach, das Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Uffenheim, die Regierung von Mittelfranken, das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) sowie die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) vertreten waren. Im Folgenden werden die im Vorhaben eingesetzten Methoden und Daten sowie die erzielten Ergebnisse dargestellt.

## 2 Eingangsdaten und Modelle

Für die Modellanalysen werden zahlreiche aktuelle klimatische, hydrologische, pedologische, topographische, hydrogeologische sowie statistische Daten und Landnutzungsinformationen in hoher räumlicher Auflösung benötigt. In Tabelle 1 sind die für die Modellierung des Wasserhaushalts und der Stoffeinträge im Einzugsgebiet des Altmühlsees verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt. Besonderer Wert wurde auf die umfassende Berücksichtigung von Mess- und Geodaten aus dem Untersuchungsgebiet gelegt.

Die Eingangsdaten liegen in unterschiedlichen Formaten vor und werden auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten

<b>Tabelle 1</b>			
Datengrundlagen für die Modellierung von Wasserhaushalt und Stoffeinträgen im Einzugsgebiet des Altmühlsees (WWA-AN = Wasserwirtschaftsamt Ansbach, FZJ = Forschungszentrum Jülich, LfL = Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) <i>Input data and sources for modelling hydrology and matter fluxes in the catchment of Lake Altmühl (WWA-AN = Wasserwirtschaftsamt Ansbach, FZJ = Forschungszentrum Jülich, LfL = Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft)</i>			
Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Klima	Daten zu Niederschlagshöhe und Verdunstungsparametern 2000–2010	Zeitreihen	DWD, WWA-AN, LfL
Boden	Bodenparameter Bodentyp, Bodenart nach Schichten 0-30, 31–60, 61–90 cm, effektive Durchwurzelungstiefe, nutzbare Feldkapazität, Grundwasserstufe, Staunässegrad, kapillare Aufstiegshöhe	Vektor	Bodenschätzung, Übersichtsbodenkarte 25
Landnutzung	Acker- und Dauergrünland Wald, urban und sonstige	Vektor	InVeKoS 2012 ATKIS-DLM25
Geologie	Petrographie, Stratigraphie	Vektor	Geologische Übersichtskarte 25
Relief	Digitales Geländemodell DGM 5	Raster	DGM 5
Dränagen	Dränierte landwirtschaftliche Flächen (flurscharf)	Vektor	WWA-AN
Erosion	Bodenabtragungspotenzial nach ABAG	Raster	FZJ
Bodenchemie	P(CAL)-Gehalte im Oberboden als Gemeindemittelwerte 2005–2010	Vektor	LfL
	P-Konzentrationen im Dränabfluss	Zeitreihen	Literatur
Abflussmessungen	Tägliche mittlere Abflüsse 2000–2010	Zeitreihen	WWA-AN
Hydrochemie	Messungen Gesamt-P, ortho-P 2000–2010	Zeitreihen	WWA-AN
Hydrogeochemie	Grundwassergütedaten Gesamt-P u. ortho-P 2000–2010	Zeitreihen	WWA-AN, WWA-N
Siedlungswasserwirtschaft	Einträge von Gesamt-P aus Kläranlagen Einträge von Gesamt-P aus industriell-gewerblichen Direktleitern Anlagentyp und Größe von Kleinkläranlagen Berechnete Einträge von Gesamt-P aus Mischwasserentlastungen	Zeitreihen	WWA-AN, Eigenüberwachung

Zellengröße von 20 m, im Falle von Erosion, Sedimenteintrag und Abschwemmung 5 m, vereinheitlicht. Als zeitliche Bezugsperiode werden die hydrologischen Jahre 2000 bis 2010 definiert. Dies entspricht einerseits dem Projektziel, den aktuellen IST-Zustand möglichst valide in Form eines belastbaren mehrjährigen Zeitraums abzubilden und andererseits den fachlichen Anforderungen, da nur für einen längeren Zeitraum ausreichend viele Messdaten zur Verfügung standen.

Der Eintrag von Stoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des abweichenden physikalisch/chemischen Verhaltens der transportierten Stoffe kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragungspfad zu. Zur modellgestützten Quantifizierung mehrjährig mittlerer – und damit für Planungen belastbarer – Emissionen aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer wird daher ein Modellverbund eingesetzt. Dabei handelt es sich zum Einen um das Wasserhaushaltsmodell GROWA (KUNKEL & WENDLAND 2002) zur Berechnung der einzelnen Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung. GROWA basiert auf der Beziehung von Renger & Wessolek (DVWK 1996) zur Ermittlung der realen Verdunstung und leitet die genannten Abflusskomponenten über eine Reihe von Separationsverfahren aus dem Gesamtabfluss ab. Hierzu existieren eine Reihe von Veröffentlichungen, sodass auf weitere Ausführungen an dieser Stelle verzichtet wird (KUNKEL et al. 2006, TETZLAFF et al. 2004, TETZLAFF et al. 2008). Zum Anderen wird an GROWA das Modell MEPhos (TETZLAFF 2006) zur Simulation der diffusen und punktuellen P-Einträge angekoppelt. MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährig mittlere Einträge von Gesamt-P und ortho-P in die Oberflächengewässer auf einer Skala von ca. 100 bis 10.000 km<sup>2</sup> räumlich differenziert zu quantifizieren. Die Modellanwen-

dungen zielen dabei auf die Meso- bis Makroskala ab. MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, wobei detaillierte Beschreibungen bereits in TETZLAFF (2006) und TETZLAFF & WENDLAND (2011) vorliegen. Daher liegt der Schwerpunkt der Modellbeschreibung im vorliegenden Artikel auf Modellerweiterungen, die eine Anpassung an die speziellen Verhältnisse im Altmühlsee-Einzugsgebiet erlauben. Diese Erweiterungen betreffen vor allem die Berücksichtigung von Kleinkläranlagen, Dränagen in Tonböden, Ableitung von Gesamt-P-Gehalten aus P(CAL)-Gehalten, Ausweisung von Sedimentlieferflächen sowie Ufererosion. Die Beschränkung auf die Modellerweiterungen erfolgt unabhängig von ihrer Bedeutung als Eintragungspfad im vorliegenden Fall, die erst in Kapitel 3 gewürdigt wird.

## 2.1 Modellierung des P-Eintrags aus Kleinkläranlagen

Während die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen durch umfangreiche Messdaten der amtlichen Überwachung sowie der Eigenüberwachung gut dokumentiert sind, ist der Wissensstand zu P-Einträgen aus Kleinkläranlagen deutlich lückenhafter. Die Höhe von Stoffeinträgen aus Kleinkläranlagen wird maßgeblich von der Zahl angeschlossener Einwohner, der Zulauftfracht und dem Abbaugrad beeinflusst, der vom Anlagentyp abhängt (Gl. 1). Grundlage der anlagenscharfen Ermittlung von P-Einträgen aus Kleinkläranlagen im Einzugsgebiet des Altmühlsees sind Daten zur angeschlossenen Einwohnerzahl sowie zum Bauwerkstyp für jede Anlage im aktuellen Stand (Tab. 1). Die Einwohnerzahlen werden mit personenbezogenen P-Emissionen multipliziert und auf die Jahresfracht hochgerechnet. Als personenbezogene Emission werden 1,8 g/(Ew · d) Gesamt-P angesetzt. Abbaugrade sind in Tabelle 2 für die im Einzugsgebiet auftretenden Anlagentypen angegeben. Bei fehlender Angabe zum Anlagentyp wird eine Mehrkammergrube unterstellt.

**Tabelle 2**  
 Abbaugrade für P in Kleinkläranlagen in Abhängigkeit des Anlagentyps (schr. Mitt. LAU Sachsen-Anhalt auf Basis ATV-DVWK A131)  
*Rates of P-degradation in small sewage treatment plants, depending on plant type*

Anlagentyp	Abbaugrad Gesamt-P (%)	Ablaufkonzentration Gesamt-P (mg/l)
Abwasserteich	58	0,75
Belebungsanlage	58	0,75
Filtergraben	63	0,67
Filterschacht	72	0,50
Pflanzenbeet	58	0,75
privater Anschluss	38	1,12
Sequentielle biologische Reinigung (SBR-Anlage)	58	0,75
Tauchkörper	54	0,83
Mehrkammergrube	38	1,12

$$L_{KX} = F_A \cdot Ew \cdot 365 = (1 - (\delta/100)) \cdot F_Z \cdot Ew \cdot 365 \quad (1)$$

- mit  $L_{KX}$  = Jahresfracht aus Kleinkläranlagen des Stoffes x (g/a)  
 $F_A$  = einwohnerspezifische Fracht im Ablauf der KKA (g/(E·d))  
 $Ew$  = Anzahl der an die Kleinkläranlage angeschlossenen Einwohner  
 $\delta$  = Abbaugrad in der Kleinkläranlage in Abhängigkeit des Anlagentyps (%)  
 $F_Z$  = einwohnerspezifische Fracht im Zulauf der KKA (g/(E·d))

Standorte sowie Anlagentyp sind in Abbildung 2 dargestellt. Insgesamt sind im Einzugsgebiet des Altmühlsees derzeit 201 Kleinkläranlagen vorhanden.

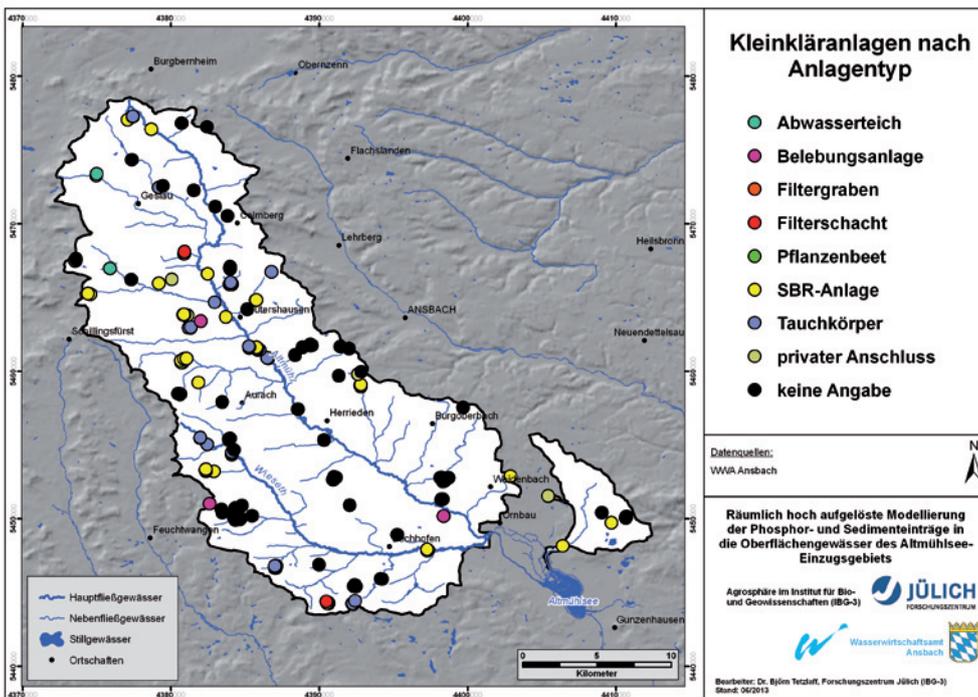
**2.2 Modellierung des P-Eintrags aus Dränagen**

Die Höhe des mehrjährig mittleren Eintrags von Gesamt-P aus Dränflächen ist neben der Höhe des Dränabflusses von der Konzentration im Dränwasser abhängig. Die mittlere Dränabflusshöhe wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet (TETZLAFF & WENDLAND 2008, Tab. 1). Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60–90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen ab (FRÜCHTENICHT et al. 1996, HEATHWAITE 1997, SCHOUMANS 2004). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die Sorptionskapazität des Bodens in meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (PIHL 1999). Ersatzweise muss deshalb das Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und zu den schichtbezogenen Bodenarten des Tiefenbereichs 61–90 cm integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor (Tab. 1).

Der hohe Anteil stark toniger Böden im Altmühlsee-Einzugsgebiet macht eine Modellerweiterung erforderlich, da zahlreiche Studien in Gebieten mit vergleichbaren Klima- und Bodenverhältnissen nachweisen, dass das Konzentrationsniveau von Gesamt-P im Dränabfluss im Vergleich zu lehmigen Mineralböden mit ca. 0,2–0,4 mg/l gegenüber 0,03–0,1 mg/l erhöht ist (Tab. 3, Tab. 4). Erklärt wird dies mit der Neigung von Tonböden zu verstärkter Bildung von Makroporenfluss in Schrumpfrissen und dadurch verringerter sorptiver Fixierung. Außerdem werden mit dem Makroporenfluss Tonpartikel mit sorbiertem P abgeschert und in das Dränrohr gespült, sodass der Dränabfluss neben gelöstem ortho-P nicht unbedeutende Mengen an partikulär gebundenem P enthält (Tab. 3).

Die genannten Prozesse hängen auch von der Bodenstruktur ab. Hierzu werden in den ausgewerteten Arbeiten keine detaillierten Angaben gemacht. In Tabelle 3 zeigt sich jedoch, dass auch unabhängig von der Bodenstruktur die o.g. Trends erkennbar sind. Zur Anpassung des Modells MEPhos an die Bedingungen im Untersuchungsgebiet werden gedränte tonige Böden anhand eines separaten Phosphotops erfasst (Tab. 4).

Tabelle 4 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag bei vergleichbaren Standortbedingungen und die für die Modellierung eingesetzten Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an



**Abbildung 2**  
 Kleinkläranlagen im Einzugsgebiet des Altmühlsees nach Typen  
*Small sewage treatment plants in the Lake Altmühl catchment*

**Tabelle 3**  
Auswertung von Studien zu Konzentrationen von Gesamt-P im Dränabfluss aus terrestrischen Tonböden  
*Literature survey on total-P concentrations in drain flow from terrestrial clay soils*

	Land, Region	Untersuchungszeitraum	Niederschlag (mm/a)	Konzentration Gesamt-P (mg/l)	Anteil P partikulär gebunden (%)
ATTENBERGER (1990)	Deutschland, Nähe Schweinfurt	Hydrologische Jahre 1984–1990	600–760, im Mittel 684	0,07–1,14, Mittelwert 0,3	33
EASTMAN et al. (2010)	Kanada, Quebec	Hydrologische Jahre 2004–2006	ca. 950	0,28	80
				0,1	20
TURTOLA & PAAJANEN (1995)	Finnland, Südwesten	1987–1993	ca. 620	Mittelwert 0,28	90
BOTTCHER et al. (1981)	USA, Indiana	1976–1978	k.A.	0,21–0,35, Mittelwert 0,28	75
DJODJIC et al. (2000)	Schweden, Südwesten	1993–1997	ca. 560	0,25–0,3 mg/l	55
STENBERG et al. (2012)	Schweden, Südwesten	2004–2008	ca. 604	0,5–0,6 mg/l	40
GARDNER et al. (2002)	UK, Südosten	1999–2000	k.A.	0,04–0,1 mg/l	50–60
CULLEY et al. (1983)	Kanada, Südwest-Ontario	1980–1981	ca. 812	0,08–1,17, Mittelwert 0,38	26

**Tabelle 4**  
Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)  
*Phosphotopes for modelling P-inputs via artificial drainage, ranges of reference values from literature and export coefficients used for modeling in this project (MEPhos model)*

Phosphotop	Literatur-Referenzwert mg/l Gesamt-P	Exportkoeffizient mg/l Gesamt-P (Modellierung)
Gedrante Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2–1,7	0,64
Gedrante Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1–0,8	0,4
Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06–0,3	0,2
Gedrante lehmige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01–0,15	0,1
Gedrante stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2–0,4	0,3

Quellen: SCHEFFER 2002; SCHEFFER & FOERSTER 1991; FOERSTER 1988; FOERSTER et al. 1985; FRÜCHTENICHT 1998; FRÜCHTENICHT et al. 1996; HASENPUSCH 1995; LAMMEL 1998; KUNTZE 1988; LENNARTZ & HARTWIGSEN 2001; MUNK 1972; ROSCHE & STEININGER 2009; ATTENBERGER 1990; BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2006

Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets ähnlich sind. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die räumliche Lage der Phosphotope zeigt Abbildung 3. Gemessen an ihrem Flächenanteil sind vor allem die gedränten Lehm Böden und die gedränten Tonböden räumlich bedeutsam. Gedränte Niedermoor unter Grünland bzw. Ackernutzung sind für den Stoffeintrag in die Oberflächen-gewässer lediglich von lokaler Bedeutung.

Die Modellierung des P-Eintrags über Dränagen in der Einheit kg/(ha · a) erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächen-differenziert berechneten Dränabflusshöhe in mm/a auf Raster-basis. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährig mittleren P-Eintrags über Dränagen zeigt Abbildung 4.

**2.3 Modellierung des P-Eintrags aus Wassererosion und der Anbindung von Ackerflächen an Fließgewässer**

Die Modellierung des mehrjährig mittleren Wassererosionspo-tenzials fußt auf dem Ansatz der Allgemeinen Bodenabtrags-gleichung (ABAG, SCHWERTMANN et al. 1990). Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an bayerische Verhältnisse besitzt. Aufgrund der hohen Sensitivität der Re-

lieferparameter wird die Modellierung des Bodenabtrags und des partikulären P-Eintrags mit einer Auflösung von 5 · 5 m<sup>2</sup> durchgeführt (Gl. 2).

$$L_E = (R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P) \cdot SDR \cdot (0,6 + 0,026 \cdot P_{CAL}) \cdot 2,5$$

$$= ((0,1408 \cdot Pr_S - 1,47) \cdot K \cdot \left( -1,5 + \left( \frac{17}{1 + e^{2,3-6,1 \sin(\alpha)}} \right) \right)) \cdot \left( \frac{\lambda_i^{m+1} - \lambda_{i-1}^{m+1}}{(\lambda_i - \lambda_{i-1}) \cdot 22,13^m} \right) \cdot C \cdot P \cdot SDR \cdot (0,6 + 0,026 \cdot P_{CAL}) \cdot 2,5 \quad (2)$$

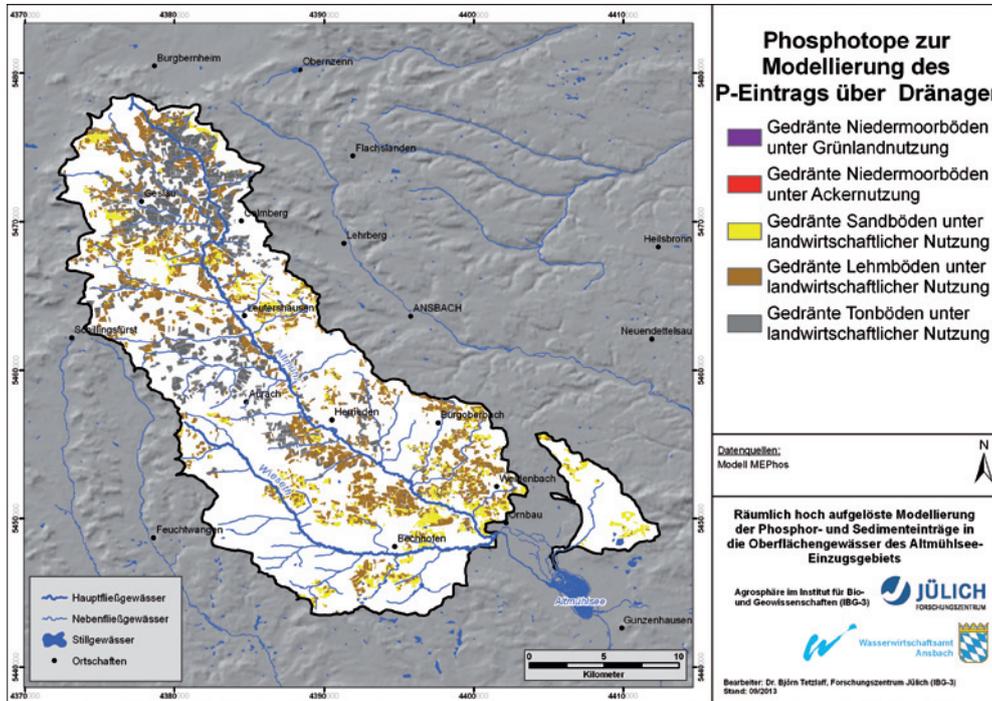
Wobei:

- L<sub>E</sub> = Mittlerer jährlicher P-Eintrag über Erosion (kg/(ha·a))
- Pr<sub>S</sub> = Mittlere jährliche Niederschlagshöhe des hydrologischen Sommerhalbjahrs (mm/a)
- K = Bodenerodierbarkeitsfaktor
- α = Neigung (°)
- λ = maximale Fließlänge (m)
- m = β / (1 + β)
- β = sin(α) / 0,0896) / (3 · sin(α)<sup>0,8</sup> + 0,56)
- C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
- P = Erosionsschutzfaktor
- SDR = Sedimenteintragsverhältnis
- P<sub>CAL</sub> = P-Gehalte im Calcium-Acetat-Lactat-Auszug des Acker-Oberbodens (mg/100 g)

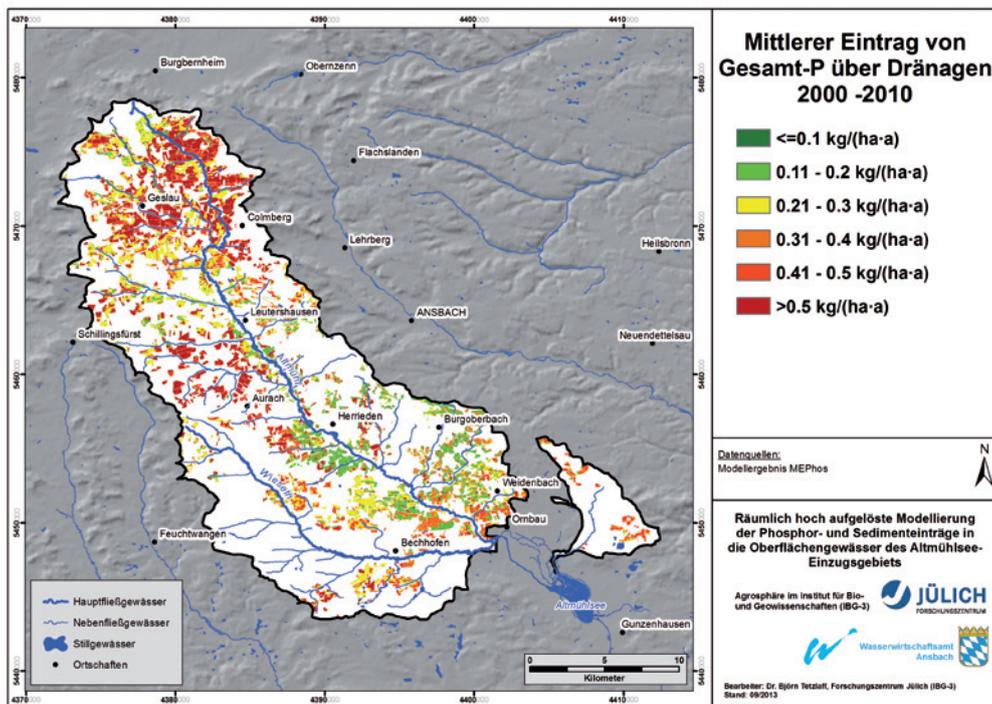
Die Berechnung der mittleren Bodenabtragsgefährdung sowie des P-Eintrags über Erosion nach Gleichung (2) erfolgt für eine Gebietskulisse, die durch Acker- und Sonderkulturflächen nach Maßgabe der InVeKoS-Daten (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) mit Stand 2012 definiert ist. Dauergrünland- und

Waldflächen bleiben angesichts ihrer geringen Beiträge zur Wassererosion außer Betracht. Die Ermittlung des Regenerositätsfaktors R stützt sich auf die in MÜLLER (2004) zur Anwendung auf Bayern empfohlene Gleichung unter Verwendung des mittleren Sommerniederschlags 2000–2010 (Gl. 2). Auswahlkriterien waren

der im Vergleich zu anderen Gleichungen höhere Korrelationskoeffizient ( $r = 0,961$ ;  $n = 18$ ) sowie die Tatsache, dass die Verwendung des Sommerniederschlags den erosionsrelevanten Zeitraum in größerem Maße widerspiegelt als der mittlere Jahresniederschlag. Die Höhe des R-Faktors bewegt sich im Wesentlichen zwischen 50 und 60 bei einem Mittelwert von 54. Der Boden-erodibilitätsfaktor K wurde aus den Bodenartangaben der Bodenschätzung gemäß den Vorgaben von SCHWERTMANN et al. (1990) bestimmt. Als Maß für die bodenspezifische Erodierbarkeit setzt sich der K-Faktor aus den Teilfunktionen  $K_b$  (Bodenart),  $K_h$  (Humusgehalt) und  $K_s$  (Steinbedeckung) zusammen. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten konnte lediglich der  $K_b$ -Faktor bestimmt werden. Die K-Faktoren für Ackerflächen im Altmühlsee-Einzugsgebiet bewegen sich zwischen 0,02 und  $> 0,25$  bei einem Mittelwert von 0,22. Sehr niedrige Werte werden tonreichen Standorten zugewiesen, dann folgen sandreichere bzw. lehmige Standorte. Hohe K-Faktoren über ca. 0,4 beschränken sich auf schluffreiche Löss-Standorte, Auen oder Moränensubstrate. Auf Basis des DGM 5 wird der Hangneigungsfaktor S nach NEARING (1997) abgeleitet, dessen Gleichung auch Eingang in die DIN 19708:2005-02 gefunden hat (Gl. 2). Der Hanglängenfaktor L wird mittels Reliefanalyse aus dem DGM 5 GIS-gestützt abgeleitet. Hierzu werden die reliefbedingten Fließwege ermittelt und darüber das Einzugsgebiet jeder einzelnen Zelle bestimmt (flow accumulation). Anhand der aufsummierten Fließrichtungen kann für jede Zelle eine Gesamt-Fließlänge angegeben



**Abbildung 3**  
Gebietskulisse und Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen  
*Extent of artificially drained lands and phosphotopes for modelling P-inputs via artificial drainage*



**Abbildung 4**  
Modellergebnis zu mittleren P-Einträgen in die Oberflächengewässer über den Dränagepfad  
*Model result on mean annual P-inputs to surface waters via artificial drainage*

werden, die nach SCHWERTMANN et al. (1990) in einen L-Faktor transformiert wird. Diese Gesamtlängelänge ist tendenziell größer als die von der ABAG geforderte sog. erosive Hanglänge, die sich jedoch lediglich im Gelände vor Ort exakt bestimmt lässt. Insofern besitzt der modellseitig abgeleitete L-Faktor tendenziell einen „worst case-Charakter“. Bei der Bestimmung von Hanglängen spielen Abflussbarrieren eine große Rolle, worauf z.B. FILIPINKSI et al. (1998) hinweisen. Bei der Ermittlung der Fließwege werden daher lineare Barrieren wie Feldblocksgrenzen sowie das Wege-, Straßen- und Bahnnetz berücksichtigt. Die Parametrisierung der Bodenbedeckung (C-Faktor) (Gl. 2) erfolgte auf Basis der feldblockschaffen Kulturarten-Informationen aus InVeKoS für 2012. Als Bezugsjahr wurde 2012 – abweichend von der hydrologischen Periode 2000–2010 – gewählt, weil diese Daten den aktuellsten verfügbaren Stand der Parzellenumrisse wiedergeben, was für die spätere Ausweisung prioritärer Sedimentlieferflächen von großer Bedeutung ist. Die Kulturarten-Informationen wurden dabei in C-Faktoren nach den in TETZLAFF & WENDLAND (2012) veröffentlichten Tabellen übersetzt. Grundsätzlich ist die Ableitung von C-Faktoren für die ABAG auf Fruchtfolge-Daten angewiesen. Da lediglich Daten zu den Einzeljahren 2005, 2010 und 2012 für dieses Projekt bereitgestellt werden konnten, wurden die abgeleiteten C-Faktoren für Gemeindeflächen gemittelt. Dabei wird unterstellt, dass diese Mittelwerte das Ergebnis einer gemeindespezifischen Fruchtfolge darstellen. Insofern sind die Abweichungen der Auswirkungen unterschiedlicher InVeKoS-Bezugsjahre auf den C-Faktor vernachlässigbar. Die abgeleiteten und gemittelten C-Faktoren im Altmühlsee-Einzugsgebiet liegen zwischen 0,07 und 0,27 bei einem Mittelwert von 0,16. Der Mittelwert spiegelt den hohen Anteil an Halmfrüchten unter den angebauten Kulturen wider. Hohe mittlere C-Faktoren, die für Reihenkulturen wie Mais typisch sind, konzentrieren sich auf Gemeinden in unmittelbarer Nähe zum Altmühlsee. Der Schwerpunkt des Maisanbaus 2012 liegt im Bereich Ornbau sowie im Einzugsgebiet des Nesselbachs. Dies korreliert mit einer hohen Dichte von Biogasanlagen in diesen Gebieten. Der P-Faktor wird mit 1 angesetzt, da flächendifferenzierte Daten zu Erosionsschutzmaßnahmen für das Untersuchungsgebiet nicht zur Verfügung stehen.

Durch multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird der Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel nach Gleichung (2) berechnet. Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag ins Gewässer. In Abhängigkeit von der Hangmorphologie kann z.B. am Oberhang abgepültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Es ist daher zu prognostizieren, welcher Anteil des Bodenabtrags unter mittleren Verhältnissen in die Fließgewässer übertritt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie

auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Ausläufen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (DUTTMANN 1999, MOLLENHAUER 1987). Eine Simulation der oberirdischen Fließwege erfolgt auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle, wobei der Algorithmus Deterministic 8 (D8) eingesetzt wird. Voraussetzung für die Eigenschaft als Liefergebiet sind folgende Standortbedingungen, die in Kombination erfüllt sein müssen: Ackerflächen mit mindestens 2 % Neigung zum Gewässer, Entfernung der Fläche vom Gewässer nicht weiter als 30 m, Lage der Fläche direkt am Gewässer oder hydraulische Verbindung zwischen Fläche und Oberflächengewässer durch Tiefenlinien. Details zur Vorgehensweise sind in TETZLAFF et al. (2013b) dokumentiert. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem P räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentfracht auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens (0–30 cm) abhängig (AUERSWALD & WEIGAND 1999). Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-P zur Verfügung stehen. Für das Einzugsgebiet des Altmühlsees liegen diese Daten nicht vor. Stattdessen existieren Mittelwerte der P(CAL)-Gehalte in den Oberböden von Ackerflächen für Gemeinden (Tab. 1). Die mittleren Gehalte im Stand 2005–2010 liegen für Ackerflächen weitgehend in Stufe C, allerdings werden mit Stufe D großräumig höhere Gehalte vor allem für den Südosten des Einzugsgebiets sowie für den Nesselbach – und damit für seenahe Gebiete – ausgewiesen. Dies korreliert räumlich mit einer erhöhten Dichte an Biogasanlagen und verstärktem Maisanbau. Die Einstufung der  $P_2O_5$ -Gehalte im CAL-Extrakt in Gehaltsklassen erfolgt nach den Angaben in WENDLAND et al. (2012).

Um diese Daten in eine für die Modellierung des P-Eintrags mit MEPHOS nutzbare Form zu überführen, müssen die P(CAL)-Gehalte in Gesamt-P-Gehalte transformiert werden. Auf die grundsätzlichen Probleme einer solchen „Umrechnung“ weisen u.a. FIER & SCHÄFER (2007) hin. Zu Vergleichszwecken wurden mehrere Verfahren eingesetzt, nach denen sich Gehalte von Gesamt-P ermitteln lassen (AUERSWALD & WEIGAND 1999, FIER & SCHÄFER 2007, TETZLAFF 2013, WERNER et al. 1991). Das Ergebnis zeigt Tabelle 5 zusammenfassend. Die rechnerisch ermittelten Gehalte von Gesamt-P variieren in Abhängigkeit der Methode deutlich. Im Mittel über die gesamte Gebietskulisse schwanken die Ergebnisse zwischen ca. 690 und ca. 1.030 mg/kg Boden. Die Ergebnisse nach der Methode von WERNER et al. (1991) und TETZLAFF (2013) liegen recht eng beieinander, die Ergebnisse nach der

<b>Tabelle 5</b>					
Ergebnisse der vergleichenden Schätzung von Gesamt-P aus P(CAL) in Ackeroberböden des Altmühlsee-Einzugsgebiets					
<i>Comparison of methods for estimating total-P content from P(CAL)-content in top soils on arable lands in the Lake Altmühl catchment</i>					
Parameter	Min	Mittel	Max	Standardabweichung	Einheit
P-CAL Ackerflächen	14	17	26	2,2	mg/100 g
Gesamt-P nach Methode FIER & SCHÄFER (2007)	459	691	1024	84	mg/kg
Gesamt-P nach Methode TETZLAFF (2013)	708	842	1290	107	mg/kg
Gesamt-P nach Methode WERNER et al. (1991)	727	875	1368	117	mg/kg
Gesamt-P nach Methode AUERSWALD & WEIGAND (1999)	959	1032	1276	58	mg/kg

Methode von FIER & SCHÄFER (2007) weichen deutlich nach unten ab. Während bei den erstgenannten Methoden die Gehalte von Gesamt-P über eine einfache Regressionsbeziehung aus den P(CAL)-Gehalten bestimmt werden, favorisieren FIER & SCHÄFER (2007) die Anwendung einer multiplen Regressionsbeziehung unter Einbeziehung von pH, Sand-, Ton- und  $C_{org}$ -Gehalten.

Im Rahmen früherer Studien des FZ Jülich zum P-Eintrag über Erosion in anderen Bundesländern konnten folgende mittlere und damit „gebietstypische“ Gehalte von Gesamt-P festgestellt werden: Schleswig-Holstein 816 mg/kg Boden, Hessen 812 mg/kg, Mecklenburg-Vorpommern 662 mg/kg, Münsterland 700 mg/kg. Diese Größenordnungen stützen die Ergebnisse der drei genannten Methoden. Im vorliegenden Projekt wurde die Methode nach AUERSWALD & WEIGAND (1999) zur Ableitung von P-Gehalten in den Ackeroberböden verwendet, da sie für Bayern entwickelt worden ist und auch in den MONERIS-Anwendungen des Bayerischen Landesamts für Umwelt eingesetzt wird. Sie führt zu deutlich höheren P-Gehalten als die anderen geschilderten Methoden von im Mittel etwa 1.030 mg/kg Boden (Tab. 5), was jedoch angesichts der verbreitet hohen Tongehalte im Altmühlsee-Einzugsgebiet plausibel erscheint.

Neben dem Sedimenteintrag und dem P-Gehalt im Oberboden spielt die Höhe der P-Anreicherung während des Transportvorgangs auf der Landoberfläche sowie im Gewässer ebenfalls eine wichtige Rolle. Zu Vergleichszwecken wurden auch hier mehrere Arbeiten zum Anreicherungsfaktor ER ausgewertet: AUERSWALD (1992), AUERSWALD (1989), WILKE & SCHAUB (1996), BEHRENDT et al. (1999). Wie Tabelle 6 zeigt, können in Abhängigkeit von der gewählten Methode die Ergebnisse zwischen etwa 1,8 und über 3 variieren. Für die vorliegende Studie wurde als Anreicherungs-faktor der Wert 2,5 gewählt, der im Mittelfeld der Vergleichsergebnisse liegt.

**2.4 Modellierung des P-Eintrags aus Ufererosion**

Bei einer Geländebegehung des Altmühlsee-Einzugsgebiets im April 2013 wurden an zahlreichen Stellen vegetationsfreie Ufer, Uferabbrüche, Sedimentumlagerungen etc. festgestellt. Hinzu kamen Uferberäumungen, die vermutlich im Zuge von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen durchgeführt wurden und mit teilweise starker Umgestaltung der Bodenoberfläche verbunden waren. Daher wurde in das Modell MEPhos eine entsprechende Routine zur Abschätzung der Größenordnung der Ufererosion und ihrer Bedeutung für das Stoffeintragsgeschehen implementiert. Dies wird im Modell nach Gewässerabschnitten differenziert durchgeführt (Gl. 3).

$$L_U = FL \cdot 2 \cdot A \cdot H \cdot T \cdot \rho_U \cdot PG_U \cdot ER / 10^6 \quad (3)$$

- Mit
- $L_U$  = Langjährig mittlerer P-Eintrag über Ufererosion eines Gewässerabschnitts (t/a)
- FL = gesamte Länge des Gewässerabschnitts (m)
- A = Anteil des von Ufererosion betroffenen Gewässerabschnitts (%/100)
- H = Höhe des von Ufererosion betroffenen Gewässerabschnitts (m)
- T = Tiefe des von Ufererosion betroffenen Gewässerabschnitts (m)
- $\rho_U$  = Dichte des Unterbodens (t/m<sup>3</sup>)
- $PG_U$  = P-Gehalt des Unterbodens (mg/kg)
- ER = Anreicherungsfaktor

Als betroffene Uferbereiche werden aufgrund eigener Geländebeobachtungen im Untersuchungsgebiet 30 % der Uferlänge sowie Böschungsabschnitte von 30 cm Höhe und 1 cm Tiefe als Erosionsflächen angesetzt. Als Dichte wird 1,4 t/m<sup>3</sup> angenommen, da schwerpunktmäßig Unterboden erodiert wird. Aus dem gleichen Grund wird der P-Gehalt mit lediglich 300 mg/kg Gesamt-P angesetzt, was sich auf Analyseergebnisse in TETZLAFF (2013) und REIMANN et al. (2003) stützt.

**3 Modellergebnisse**

Zunächst werden Modellergebnisse für ausgewählte Eintragspfade beschrieben. Dann schließt sich eine Betrachtung der Gesamtergebnisse an, die mit Gewässergütedaten validiert wurden.

**3.1 P-Einträge aus Punktquellen**

Auf Basis der Daten zur amtlichen Einleiterüberwachung für alle 53 Kläranlagen im Zeitraum 2001–2010 ergeben sich P-Einträge in Höhe von ca. 10,4 t/a. Die mit über 500 kg/a höchsten P-Einträge pro Anlage treten lediglich an sieben der 53 Kläranlagen auf. Die mittlere jährliche Emission aus Kleinkläranlagen beträgt dagegen lediglich ca. 240 kg/a. In Abhängigkeit des Anlagentyps und der Zahl angeschlossener Einwohner pro Anlage, die zwischen 1 und 11 schwankt, variiert der P-Eintrag zwischen den einzelnen Anlagen zwischen 0,5 und 2 kg/a.

**3.2 P-Einträge über Dränagen**

Abbildung 4 (S. 28) zeigt die Modellergebnisse zum mehrjährig mittleren P-Eintrag über Dränagen. Die flächenhaften Belastungen aus Dränagen landwirtschaftlicher Flächen variieren zwischen ca. < 0,1 und > 0,5 kg/(ha · a) mit einem Mittelwert von 0,3 kg/(ha · a). Die Summe des Eintrags beträgt 5,8 t/a Gesamt-P. In Abbildung 4 (s. S. 28) erkennt man ein Nord-Süd-Gefälle der P-Einträge über Dränagen. Überdurchschnittlich hohe Einträge > 0,4 kg/(ha · a) Gesamt-P sind für gedränte Tonböden typisch, die verstärkt um Aurach sowie im Bereich Geslau-Colmberg auftreten. Niedrige P-Einträge von < 0,2 kg/(ha · a) treten bevorzugt im Süden in Lehmböden auf.

**Tabelle 6**  
 Vergleich von Anreicherungs-faktoren bei Anwendung auf das Einzugsgebiet des Altmühlsees und seiner Teilgebiete  
*Comparison of enrichment ratios for modelling P-inputs via water erosion for the Lake Altmühl catchment*

Quelle	Altmühlsee-EZG	Thann-Altmühl	Obermühl-Wieseth	Nesselbach
AUERSWALD (1992)	2,45	2,43	2,39	2,39
AUERSWALD (1989)	1,81	1,79	1,76	1,76
WILKE & SCHAUB (1996)	1,86			
BEHRENDT et al. (1999) rechnerisch	3,70	3,64	3,50	3,50
BEHRENDT et al. (1999) grafisches Verfahren		5,6	6,0	

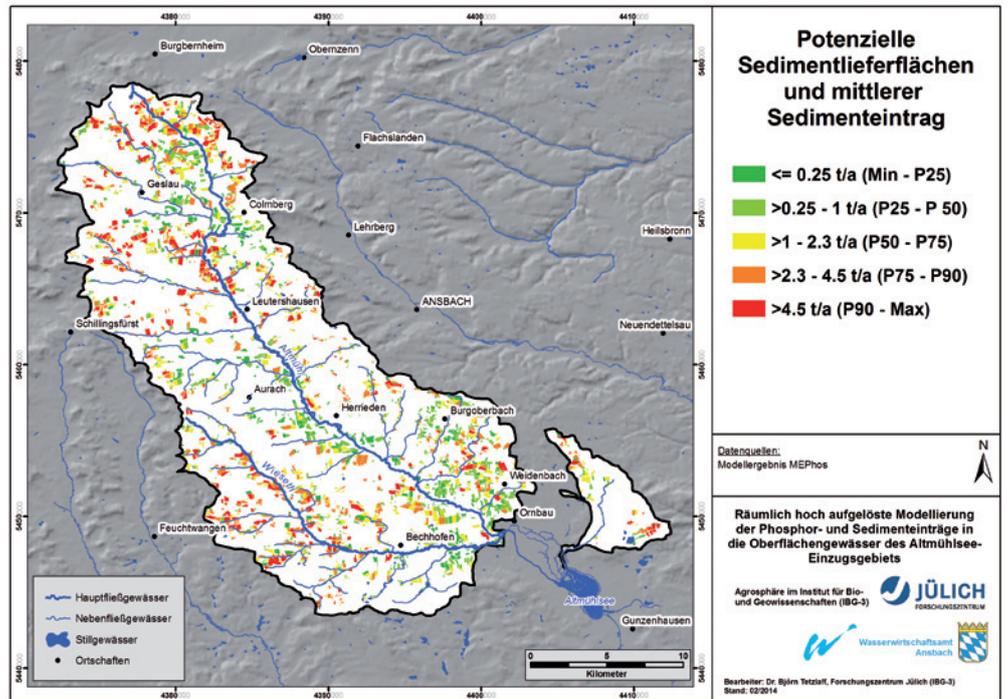
### 3.3 Sedimentlieferflächen und P-Einträge über Wassererosion

Räumliche Schwerpunkte der Bodenerosion liegen im Dreieck Geslau-Schillingsfürst-Leutershausen sowie an der mittleren Wieseth westlich von Bechhofen. In diesen Gebieten treten gehäuft Ackerflächen auf, für die Bodenabträge von 5–10 und teilweise > 10 t/(ha · a) modelliert werden. Das mittlere Bodenerosionspotenzial über die gesamte Gebietskulisse beträgt 1,2 t/(ha · a) in einer Spanne von 0,01 bis 66 t/(ha · a). Dies bedeutet, dass es zwar auf einzelnen Acker(teil)flächen zu bedeutenden Bodenabträgen kommen kann, insgesamt besteht im Einzugsgebiet des Altmühlsees jedoch keine flächendeckend hohe Erosionsgefahr. Die gesamte mittlere jährliche Bodenabtragsgefahr im Einzugsgebiet beläuft sich auf ca. 22.200 t/a.

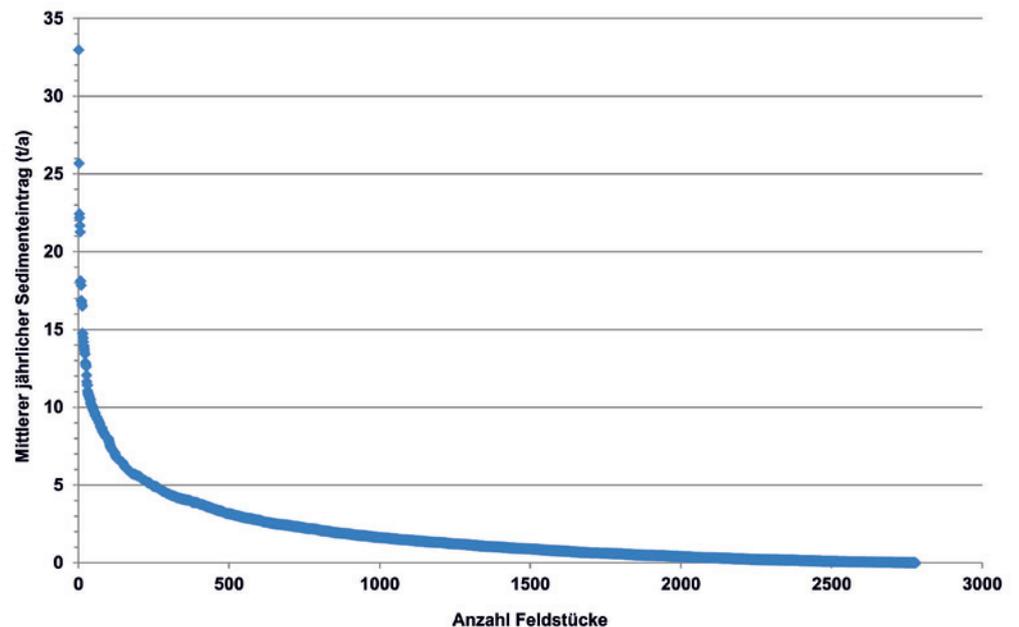
Die Anwendung der in Abschnitt 2.3 beschriebenen Methode zur Ermittlung des Sedimenteintrags ergibt für das Altmühlsee-Einzugsgebiet, dass ca. 23 % des mittleren jährlichen Bodenabtrags als Sediment in die Oberflächengewässer übertreten können. Von den etwa 6.800 Feldstücken der Erosions-Gebietskulisse sind etwa 2.800 an Oberflächengewässer angebunden. Das Modellergebnis zur Ableitung von Sedimentlieferflächen und zum Sedimenteintrag zeigt Abbildung 5. Die Sedimenteinträge von diesen angebundenen Feldstücken betragen zwischen 0,001 und 33 t/a mit einem Median von 0,9 t/a (Abb. 6). Überdurchschnittliche Sedimenteinträge > 0,9 t/a gehen von ca. 1.400 Flächen aus.

Auf Basis der Sedimentlieferflächen wird der mittlere jährliche P-Eintrag über Erosion in die Oberflächengewässer modelliert. Bezogen auf einzelne Rasterpixel variiert der P-Eintrag zwischen 0,01 und 115 kg/(ha · a) bei einem Median von 3 kg/(ha · a). Bei einer Betrachtung auf

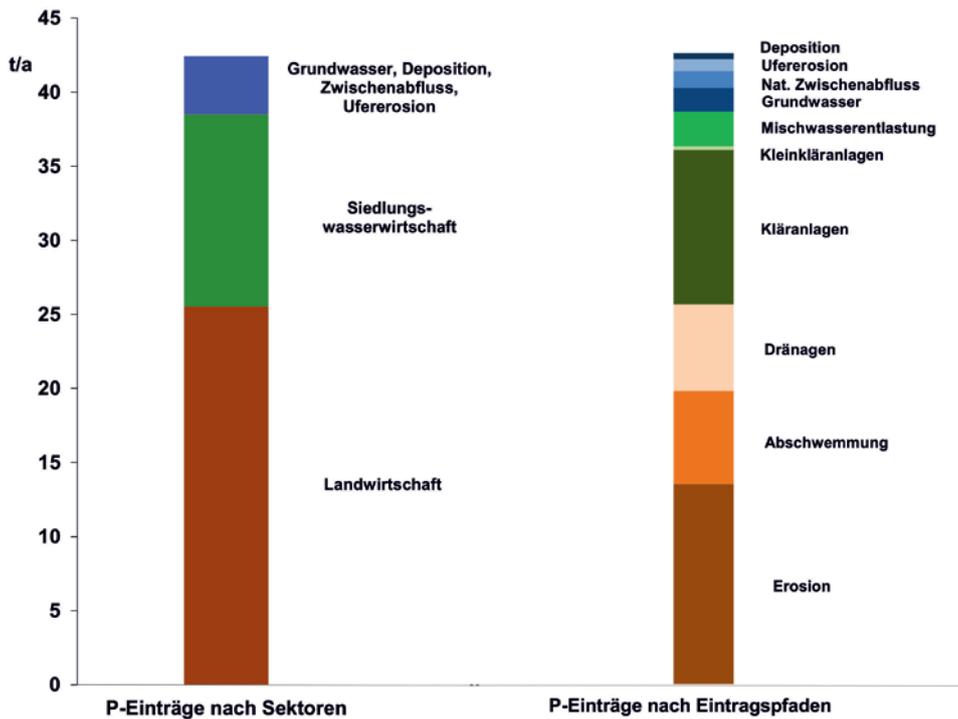
Feldstück-Ebene bewegen sich die Modellergebnisse zum P-Eintrag über Wassererosion zwischen < 2,5 und > 25 kg/a. Der Median des P-Eintrags beträgt etwa 2,5 kg/a, was sich über die gesamte Gebietskulisse zu ca. 13 t P/a aufsummiert. Schwerpunkträume sind aufgrund der Häufung von Feldstücken mit einem partikulärem P-Eintrag > 10 kg/a das Einzugsgebiet der



**Abbildung 5**  
Modellergebnis zum Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer und zu den ermittelten Sedimentlieferflächen  
*Model result on sediment input to surface waters and derived sediment delivery areas*



**Abbildung 6**  
Verteilungskurve der Sedimenteinträge von Feldstücken mit Gewässeranschluss  
*Distribution graph of sediment inputs from arable lands with hydraulic connection to surface waters*



**Abbildung 7**  
 Absolute Anteile der Verursacher sowie der einzelnen Eintragspfade am Gesamteintrag von Gesamt-P im Altmühlsee-Einzugsgebiet  
*Proportion of contributing sectors in the total P-input in the Lake Altmühl catchment (left) and proportions of pathways (right)*

mittleren Wieseth sowie der Raum Geslau-Schillingsfürst-Leutershausen.

### 3.4 Ufererosion

Mit dem unter 2.4 beschriebenen Algorithmus wird eine Schätzung des Sediment- und P-Eintrags in die Oberflächengewässer als Folge von Ufererosion durchgeführt. Die Modellergebnisse weisen ca. 2.700 t/a Sedimenteintrag und ca. 0,8 t/a P-Eintrag aus. Da sich Ufererosion im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt, wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

### 3.5 Gesamtergebnisse und Validierung

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Ergebnisse zum mittleren jährlichen P-Eintrag nach ausgewählten Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Einzelergebnisse werden in diesem Kapitel zu einem Gesamtbild zusammengefasst. In Summe werden für das Altmühlsee-Einzugsgebiet Gesamteinträge von ca. 42 t/a Gesamt-P bzw. 22 t/a ortho-PO<sub>4</sub>-P und 20 t/a partikulär gebundenes P modelliert. Die Splittung der Einträge von Gesamt-P in seine Fraktionen erfolgt in Anlehnung an die Angaben in TETZLAFF & WENDLAND (2011). Abbildung 7 zeigt die Bedeutung der einzelnen elf Eintragspfade für die P-Gesamtbelastung. Mit 32 % oder 13 t/a stellt Erosion im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen kommunale Kläranlagen (10 t/a oder 24 %) sowie Abschwemmung und Dränagen ungefähr zu gleichen Teilen (jeweils knapp 6 t/a oder 15 %). Über die restlichen sieben Eintragspfade gelangen ebenfalls ca. 15 % oder 6 t/a in die Oberflächengewässer des Altmühlsee-Einzugsgebiets. Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 71 zu 29 %

liegt der Schwerpunkt der P-Einträge eindeutig auf den diffusen Quellen. Die geschilderte Bedeutung der Eintragspfade im gesamten Einzugsgebiet des Altmühlsees ist verallgemeinerbar für seine Teileinzugsgebiete Altmühl und Wieseth. Die ME-Phos-Modellergebnisse lassen sich auch sektoral auswerten, d.h., die Anteile der einzelnen Eintragspfade an der Gesamtemission können einzelnen Verursachergruppen zugeordnet werden (Abb. 7). P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und Erosion, die ohne landwirtschaftliche Aktivität nicht aufträten, machen im Vergleich zur Siedlungswasserwirtschaft (2000–2010) doppelt so hohe Emissionen aus (26 t/a zu 13 t/a). P-Einträge über den Pfad der industriell-gewerblichen Direkteinleitungen fallen aufgrund ihrer sehr geringen Höhe nicht ins Gewicht. Knapp 4 t/a machen Einträge aus, die entweder geogen sind oder durch Managementmaßnahmen nur schwer und mit großem Aufwand

vermindert werden können. Dies betrifft die Eintragspfade atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, Ufererosion, natürlicher Zwischenabfluss und grundwasserbürtiger Abfluss.

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährig mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen nach dem OSPAR-Verfahren ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000–2010 mindestens 50 Messungen des Güteparameters Gesamt-P sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe gelegenen Abflusspegel zur Verfügung stehen. Diese Voraussetzungen sind für die beiden Gütemessstellen Obermühl und Thann erfüllt. Zur Validierung wurden die modellierten Stoffeinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade pro Einzugsgebiet summiert und mit den aus Messdaten ermittelten Frachten verglichen. Die beiden Einzugsgebiete decken einen Großteil des Untersuchungsgebiets ab und spiegeln heterogene Verhältnisse in Bezug auf Landnutzung, Böden, Geologie, Relief und Besiedlungsdichte wider.

Die beiden Messstellen zeigen für Gesamt-P eine relative Abweichung der modellierten von den beobachteten Gewässerfrachten von +5 % (Obermühl) bzw. -17 % (Thann). Die Abweichungen für die modellierten gelösten P-Frachten, die mit den Frachten von ortho-PO<sub>4</sub>-P verglichen werden, betragen für Obermühl -2 % und für Thann -23 %. Die Abweichungen für die geschätzten P-partikulär-Frachten, die mit der Differenz der beobachteten Frachten von Gesamt-P und ortho-PO<sub>4</sub>-P verglichen werden, belaufen sich für Obermühl auf +14 % und für Thann auf -8 %. Insgesamt kann das Ergebnis der Validierung sowohl für die modellierten Einträge von Gesamt-P als auch für die gelösten

bzw. partikulären Fraktionen als gut bezeichnet werden. Abweichungen in der genannten Größenordnung liegen innerhalb des Unschärfebereichs eines empirischen Modells. Bei der Interpretation des Validierungsergebnisses ist auch zu berücksichtigen, dass sich aufgrund der Modellkopplung GROWA-MEPHos Unsicherheiten der Wasserhaushaltsmodellierung in die Validierung des P-Eintrags linear fortsetzen. Die für die Zeitreihe 2000–2010 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden an drei Abflusspegeln mit den Mittelwerten der Tagesabflüsse (MQ) und die Grundwasserneubildungshöhen mit den Trockenwetterabflüssen nach KILLE (1970), jeweils der gleichen Zeitreihe, verglichen. Die Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Gesamtabflusshöhen beträgt 2 bis 12 %. Abweichungen der Grundwasserneubildungsraten vom Trockenwetterabfluss liegen zwischen 4 und 13 %. Beides kann als sehr gutes Ergebnis gewertet werden.

Ob die Abweichungen systematischen Charakter besitzen, kann anhand der wenigen Messstellen nicht beurteilt werden. Die tendenzielle leichte Überschätzung der Frachten an der Messstelle Obermühl durch das Modell MEPHos ist insofern nachvollziehbar, als dass es oberhalb der Messstelle einen weitgehenden Rückstau der Wieseth gibt, sodass eine umfangreiche Sedimentation partikulär gebundenen Phosphors stattfinden kann. Die erfolgreiche Validierung der Modellergebnisse an mehrjährigen Messdaten zeigt, dass der gewählte Modellansatz alle signifikanten P-Quellen im Einzugsgebiet des Altmühlsees erfasst und die Größenordnung der Einträge richtig beschreibt.

#### 4 Diskussion

In den beschriebenen Gesamtergebnissen spiegeln sich die naturräumliche Ausstattung und die an die Bevölkerungsdichte geknüpften siedlungswasserwirtschaftlichen Bedingungen des Altmühlsee-Einzugsgebiets wider. Es handelt sich um eine reliefierte Mittelgebirgsregion mit überwiegend gering durchlässigen Böden, sodass einerseits die vergleichsweise hohen Niederschläge zu hohem Oberflächenabfluss führen. Damit besteht eine erhöhte Gefahr von Stoffeinträgen über Wassererosion und Abschwemmung. Andererseits sind aus stark tonigen Gesteinen großräumig hydromorphe, vor allem staunasse, Böden entstanden, die aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung in hohem Maße künstlich entwässert werden. Dementsprechend treten erhöhte P-Einträge auch über Dränagen auf. Zusammen machen diese drei Pfade 61 % des Gesamteintrags aus. Weitere diffuse unterirdische Eintragspfade wie grundwasserbürtiger Abfluss und natürlicher Zwischenabfluss sind von untergeordneter Bedeutung. Durch die geringe Bevölkerungsdichte im ländlichen Raum des Untersuchungsgebiets werden viele Kläranlagen geringer und mittlerer Größe betrieben, deren Kapazitäten zur P-Eliminierung bislang nicht ausgeschöpft waren.

Hohe P-Konzentrationen im Einzugsgebiet der Altmühl führen zu Belastungen nicht nur in den Fließgewässern, sondern auch im Altmühlsee als Kopfsee des geschaffenen Gewässersystems. Ausgehend von der im Rahmen der Seenkonferenz 2009 formulierten Zielvorgabe für den Altmühlsee (mittlere Gesamtposphor-Konzentration von 0,1 mg P/l) wird geschlussfolgert, dass in der Altmühl selbst, als Hauptzulauf des Sees, eine mittlere Gesamtposphor-Konzentration von etwa 0,15 mg P/l erforderlich ist. Dies entspricht einer Halbierung des derzeitigen mittleren Konzentrationsniveaus. Aufgrund der hierzu erforderlichen Planungen, Investitionen sowie Änderungen der Be-

wirtschaftungsweisen wird dieses Ziel nur mittel- bis langfristig erreichbar sein.

Die MEPHos-Modellergebnisse zum P-Eintrag in die Oberflächengewässer des Altmühlsee-Einzugsgebiets werden als Grundlage für weitergehende Planungen zur Reduzierung des P-Eintrags genutzt. Wie die Modellergebnisse ausweisen, beträgt das Verhältnis punktueller Quellen zu diffusen Quellen etwa 1/3 zu 2/3. Dies bedeutet, dass bei einem mittleren P-Gesamteintrag von ca. 42 t/a und der angestrebten Halbierung der Belastung (s.o.) von der Siedlungswasserwirtschaft ca. 7 t/a und von der Landwirtschaft ca. 14 t/a als Reduktionsleistungen zu erbringen sind.

Aus den MEPHos-Modellergebnissen ergibt sich, dass der Schwerpunkt von Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich vor allem auf dem Eintragspfad Erosion liegen muss. Die räumlich hoch differenzierten MEPHos-Ergebnisse zu Sedimentlieferflächen auf Basis von Feldstücken können dabei als Arbeitshilfe für die gezielte landwirtschaftliche Beratung genutzt werden, um die Flächen mit überdurchschnittlichen Emissionen gezielt zu identifizieren. Über Erosionsschutzmaßnahmen und ihre Wirkungen liegen umfangreiche Arbeiten vor (u.a. DWA 2012, HOLSTEN et al. 2012), daher wird an dieser Stelle nicht im Detail darauf eingegangen. Allerdings sind auch P-Einträge über Abschwemmung und Dränagen quantitativ bedeutsam. Dies gilt umso mehr, als dass es sich bei diesen beiden Eintragspfaden schwerpunktmäßig um gelöstes P handelt, das direkt bioverfügbar ist und in kurzen Zeiträumen zur Eutrophierung beiträgt. Seit 2011 erfolgt eine technische Nachrüstung zahlreicher Kläranlagen im Einzugsgebiet des Altmühlsees, die bis 2015 endgültig abgeschlossen sein wird und den P-Eintrag auf ca. 6,4 t/a verringern wird. Die Berechnung der potenziellen Phosphorreduktion erfolgte dabei durch das WASSERWIRTSCHAFTSAMT ANSBACH (2009). Eine ausführliche Beschreibung und Diskussion von Managementoptionen für Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft zur Verringerung der Eutrophierungsgefahr im Altmühlsee kann hier aufgrund des limitierten Textumfangs nicht gegeben werden und wird deshalb Thema eines weiteren Beitrags sein (TETZLAFF et al. 2015).

#### 5 Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet des Altmühlsees (551 km<sup>2</sup>) stellt die Umweltverwaltung des Freistaats Bayern erhöhte P-Konzentrationen in den Oberflächengewässern fest, die sich nicht im Einklang mit Umweltqualitätsnormen befinden. Da empirische Daten nicht in ausreichender Quantität und Qualität vorliegen, um belastbare Aussagen über die Größenklassen der Einträge und ihrer Herkunft zu treffen, sollen diese mit Hilfe des Modells MEPHos quantifiziert werden. Vor diesem Hintergrund ist das Forschungszentrum Jülich (IBG-3: Agrosphäre) vom Wasserwirtschaftsamt Ansbach mit der Erstellung einer entsprechenden Studie beauftragt worden. Die Ziele des Projekts „Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Phosphor- und Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer des Altmühlsee-Einzugsgebiets“ bestanden u.a. in der Identifizierung signifikanter Quellen von Gesamt-P, einer Modellierung der Einträge aus diesen punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer sowie der Ausweisung räumlicher Belastungsschwerpunkte innerhalb des Untersuchungsgebiets. Die Quantifizierung der Einträge von Gesamt-P berücksichtigte elf verschiedene Eintragspfade: Dränagen, Erosion, Abschwemmung, grundwasserbürtiger Abfluss, natürlicher Zwischenabfluss, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen,

Ufererosion, kommunale Kläranlagen, industrielle und gewerbliche Direkteinleitungen, Mischwasserentlastungen sowie Kleinkläranlagen. Die durchgehende Verwendung räumlich hoch aufgelöster Datengrundlagen ermöglichte eine rasterbasierte Modellierung mit Zellengrößen von 20 • 20 m<sup>2</sup>, im Fall von Erosion und Abschwemmung 5 • 5 m<sup>2</sup>.

Die Summen der modellierten mittleren jährlichen Einträge (2000–2010) belaufen sich auf ca. 42 t/a Gesamt-P für das gesamte Einzugsgebiet des Altmühlsees. 32 % aller P-Emissionen gelangen über den Eintragspfad Erosion in die Oberflächengewässer. Emissionen aus kommunalen Kläranlagen als zweitwichtigstem Eintragspfad machen 24 % aller Einträge aus. Abschwemmung und Dränagen sind für jeweils 15 % verantwortlich. Die übrigen Eintragspfade besitzen Anteile im unteren einstelligen Prozentbereich. Das Verhältnis von diffusen zu punktuellen Quellen beträgt 71 % zu 29 %. Die geschilderte Bedeutung der Eintragspfade im gesamten Einzugsgebiet des Altmühlsees ist verallgemeinerbar für seine Teileinzugsgebiete. Die Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den aus Messdaten ermittelten Jahresfrachten ist gut und zeigt, dass alle signifikanten P-Quellen vom Modell MEPhos erfasst wurden.

Maßnahmen zur Verringerung des P-Eintrags müssen schwerpunktmäßig beim Eintragspfad Erosion ansetzen. Die räumlich hoch differenzierten MEPhos-Ergebnisse zu Sedimentlieferflächen auf Basis von Feldstücken können in diesem Zusammenhang als Arbeitshilfe für die gezielte landwirtschaftliche Beratung genutzt werden.

## Summary

The Bavarian environmental agencies have detected high P-concentrations exceeding threshold values in the catchment of Lake Altmühl (551 km<sup>2</sup>). It was agreed to use the MEPhos model for quantifying P-inputs and to perform a source apportionment of these inputs. Special attention has been paid to the delineation of critical source areas. Modelling took into account eleven different pathways: artificial drainage, water erosion, wash-off, groundwater-borne runoff, interflow, atmospheric deposition on surface waters, bank erosion, municipal waste water treatment plants, industrial effluents, combined sewers overflow and small sewage treatment plants. A high spatial resolution of 20 m has been employed for grid-based modelling of hydrology and P-inputs and of 5 m for modelling water erosion and wash-off.

The modelled mean annual P-inputs to surface waters (2000–2010) sum up to 42 tonnes per year for the entire catchment. 32 % of all inputs can be traced back to soil erosion by water. Emissions from wastewater treatment plants make up 24 % of all inputs while wash-off and artificial drainage are responsible for 15 % each. The ratio of diffuse and point sources is 71 % to 29 %. Successful validation of model results with loads from water quality gauging stations revealed that all significant P-sources in the catchment have been considered. With respect to the dominating contribution of soil erosion to the overall P-input, management measures should focus on this particular pathway. In this context, highly-resolved MEPhos model results for sediment delivery areas that are based on parcels, can be used as tools for advising farmers.

## Anschriften der Verfasser:

Dr. B. Tetzlaff (korrespondierender Autor)  
Forschungszentrum Jülich GmbH  
Institut für Bio- und Geowissenschaften, IBG-3: Agrosphäre  
52425 Jülich  
b.tetzlaff@fz-juelich.de

Dr. D. Krause  
Wasserwirtschaftsamt Ansbach  
Dürrnerstraße 2, 91522 Ansbach

Dipl.-Geogr. K. Marowsky  
Wasserwirtschaftsamt Nürnberg  
Allersberger Straße 17/19, 90461 Nürnberg

Ltd. BD Dipl.-Ing. A. Bock  
Wasserwirtschaftsamt Ansbach  
Dürrnerstraße 2, 91522 Ansbach

## Literaturverzeichnis

- ATTENBERGER, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Drän-  
auslauf von rohgedrängten und kombiniert gedrängten Flä-  
chen (II). – Schlussber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft,  
85 S.
- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Bele-  
bungsanlagen. – ATV-DVWK-Regelwerk, 44 S.
- AUERSWALD, K. (1989): Prognose des P-Eintrags durch Boden-  
erosion in die Oberflächengewässer der BRD. – Mitteilungen  
der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, 661–664
- AUERSWALD, K. (1992): Predicted and measured sediment loads  
of large watersheds in Bavaria. – In: Universität Karlsruhe,  
Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik (Hrsg.): Sediment Manage-  
ment – 5th International Symposium on River Sedimentati-  
on. – II, Karlsruhe, 1031–1036
- AUERSWALD, K. & S. WEIGAND (1999): Eintrag und Freisetzung  
von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. –  
VDLFA-Schriftenreihe 50/1999, 37–54
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.)  
(2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers  
bei Acker- und Grünlandnutzung; [www.lfl.bayern.de/iab/  
duengung/032132/index.php](http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php), Stand: 17.10.2014
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LAND-  
WIRTSCHAFT UND FORSTEN (2012): Bayerischer Agrarbericht  
2012; [www.agrarbericht-2012.bayern.de/tabellen-karten/  
files/k14.pdf](http://www.agrarbericht-2012.bayern.de/tabellen-karten/<br/>files/k14.pdf), Stand: 17.10.2014
- BEHRENDT, H., P. HUBER, M. LEY, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G.  
SCHOLZ & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Fluß-  
gebiete Deutschlands. – UBA-Texte 75/99, 289 S.
- BOTTCHE, A.B., E.J. MONKE & L.F. HUGGINS (1981): Nutrient and  
Sediment Loadings from a Subsurface Drainage System. –  
Transactions of the ASAE, 1221–226
- CULLEY, J.L.B., E.F. BOLTON & V. BERNYK (1983): Suspended solids  
and phosphorus loads from a clay soil: I. Plot studies. – Jour-  
nal of Environmental Quality 12, 493–498
- DIN 19708:2005-02 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung  
der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe  
der ABAG. – Berlin, 25 S.

- DJODJIC, F., B. ULÉN & L. BERGSTRÖM (2000): Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. – *Water Research* 34 (5), 1687–1695
- DUTTMANN, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften – Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. – *Geosynthesis* (10), 234 S.
- DVWK (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. – *DVWK-Merkblätter* 238, 135 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Hrsg.) (2012): Berücksichtigung der Bodenerosion bei der Maßnahmenplanung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. – *Merkblatt M 910*, 119 S.
- EASTMAN, M., A. GOLLAMUDI, N. STÄMPFLI, C.A. MADRAMOOTOO & A. SARANGI (2010): Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada. – *Agricultural Water Management* 97, 596–604
- FIER, A. & W. SCHÄFER (2007): Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. – *GeoBerichte* 2, 33–77
- FILIPINSKI, M., M. MEYER & E.-W. REICHE (1998): Berechnung des Bodenabtrages und die Höhe der Bodeneinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Farver Au (Schleswig-Holstein). – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88, 511–514
- FOERSTER, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest. – *Kali-Briefe (Büntehof)* 19 (2), 169–184
- FOERSTER, P., B. SCHEFFER & H. NEUHAUS (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. – *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* 136, 497–504
- FRÜCHTENICHT, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden. – *Arbeitshefte Boden* 1998/1, 35–45
- FRÜCHTENICHT, K., G. STEFFENS, R. MÄHLHOP & A. FEYEN (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser. – *Oldenburg*, 25 S.
- GARDNER, C.M.K., D.M. COOPER & S. HUGHES (2002): Phosphorus in soils and field drainage water in the Thame catchment, UK. – *Science of the Total Environment* 282–283, 253–262
- HASENPUSCH, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. – *Landbauforschung Völkenrode*, Sonderheft 158, 1–217
- HEATHWAITE, A.L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. – In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. & A.E. Johnston (Hrsg.): *Phosphorus Loss from Soil to Water*. – CABI Publishing, Wallingford u. New York, 205–223
- HOLSTEN, B., S. OCHSNER, A. SCHÄFER & M. TREPPEL (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. – *Christian-Albrechts-Universität Kiel*, 99 S.
- KILLE, K. (1970): Das Verfahren MoMNOQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. – *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Sonderheft Hydrogeologie Hydrochemie*, 89–95
- KUNKEL, R., H. BOGENA, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2006): Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen – Erstellung und Auswertungsbeispiele. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 50 (5), 212–220
- KUNKEL, R. & F. WENDLAND (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins – the River Elbe Case Study. – *Journal of Hydrology* 259, 152–162
- KUNTZE, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. – *Telma* 18, 61–72
- LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. – *Dissertation Justus-Liebig-Universität Gießen*, 148 S.
- LENNARTZ, B. & H. HARTWIGSEN (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer. – *Wasserkalender*, 28–51
- MOLLENHAUER, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. – *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 28, 166–175
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). – *Arbeitshefte Boden* 2004/2, 1–409. – *Schweizerbart*, Stuttgart
- MUNK, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung. – *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderhefte* 27 (1), 192–199
- NEARING, M. (1997): A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. – *Soil Science Society of America Journal* 61, 917–919
- PIHL, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser. – *Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Agrikulturchemisches Institut*, 227 S.
- REIMANN, C., U. SIEWERS, T. TARVAINEN, L. BITYUKOVA, J. ERIKSSON, A. GILUCIS et al. (2003): Agricultural soils in northern Europe: a geochemical atlas. – *Geologisches Jahrbuch, Reihe D Sonderheft H(SD 5)*, 1–279
- ROSCHE, O. & M. STEININGER (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht. – *LHW Sachsen-Anhalt (unveröff.)*
- SCHEFFER, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. – *Arbeitshefte Boden* 2002/3, 76–94. – *Schweizerbart*, Stuttgart
- SCHEFFER, B. & P. FOERSTER (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. – In: *VDLUFA (Hrsg.): Umweltaspekte der Tierproduktion*. – *VDLUFA-Schriftenreihe* 33, 158–163

- SCHOUMANS, O.F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. – Alterra rapport 730.4, 50 S.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. – 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 64 S.
- STENBERG, M., B. ULÉN, M. SÖDERSTRÖM, B. ROLAND, K. DELIN & C.-A. HELANDER (2012): Tile drain losses of nitrogen and phosphorus from fields under integrated and organic crop rotations. A four-year study on a clay soil in southwest Sweden. – *Science of the Total Environment* 434, 79–89
- TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. – *Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt/Environment* 65, 287 S.
- TETZLAFF, B. (2013): Schwermetalle aus landwirtschaftlicher Flächennutzung? Ursachenanalyse von Kupfer- und Zinkeinträgen im Einzugsgebiet der Ems (NRW). – Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Bezirksregierung Münster, Laufzeit 1.1.2011–31.12.2012, 250 S.
- TETZLAFF, B., A. BOCK, D. KRAUSE & K. MAROWSKY (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – 2. Managementoptionen zur Verringerung der Gewässerbelastung. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft (eingereicht)*
- TETZLAFF, B., K. FRIEDRICH, T. VORDERBRÜGGE, H. VERECKEN & F. WENDLAND (2013b): Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters. – *Catena* 102, 13–20
- TETZLAFF, B., J. HAIDER, P. KREINS, P. KUHR, R. KUNKEL & F. WENDLAND (2013a): Grid-based modelling of nutrient inputs from diffuse and point sources for the state of North Rhine-Westphalia (Germany) as a tool for river basin management according to EU-WFD. – *River Systems* 20/3–4, 213–229
- TETZLAFF, B. & P. KUHR (2011): Kartographische Erfassung potenziell gedränkter Flächen in Schleswig-Holstein. – Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Laufzeit 1.5.2011–30.11.2011, 36 S.
- TETZLAFF, B., P. KUHR & F. WENDLAND (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52 (1), 9–18
- TETZLAFF, B., R. KUNKEL, R. TAUGS & F. WENDLAND (2004): Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg. – *Schriftenreihe Umwelt/Environment* 46, 87 S.
- TETZLAFF, B. & F. WENDLAND (2008): Flächendifferenzierte Modellierung von Phosphateinträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52 (5), 258–269
- TETZLAFF, B. & F. WENDLAND (2012): Modelling sediment input to surface waters for German states with MEPHos: Methodology, sensitivity and uncertainty. – *Water Resources Management* 26 (1), 165–184
- TETZLAFF, B. & F. WENDLAND (2011): Räumlich differenzierte Modellierung der Phosphorbelastung in den hessischen Oberflächengewässern für Zwecke der Maßnahmenplanung nach EG-WRRRL. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 55 (6), 310–324
- TURTOLA, E. & A. PAAJANEN (1995): Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. – *Agricultural Water Management* 28 (4), 295–310
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT ANSBACH (Hrsg.) (2009): Reduzierung der P-Belastung im Einzugsgebiet der oberen Altmühl (Studie vom 07.10.09). – Ansbach, 9 S. u. 3 Anlagen
- WENDLAND, F., C. HEIDECKE, L. KELLER, P. KREINS, P. KUHR, B. TETZLAFF, M. TREPEL & A. WAGNER (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Schleswig-Holsteins. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6/14, 327–332
- WENDLAND, M., M. DIEPOLDER & P. CAPRIEL (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. – *LfL-Information*, 10. Aufl., Freising-Weihenstephan, 97 S.
- WERNER, W., H. W. OLFS, K. AUERSWALD & K. ISERMANN (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen". – In: Hamm, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. – *Academia-Verlag, Sankt Augustin*, 665–764
- WILKE, B. & D. SCHAUB (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 79, 435–438