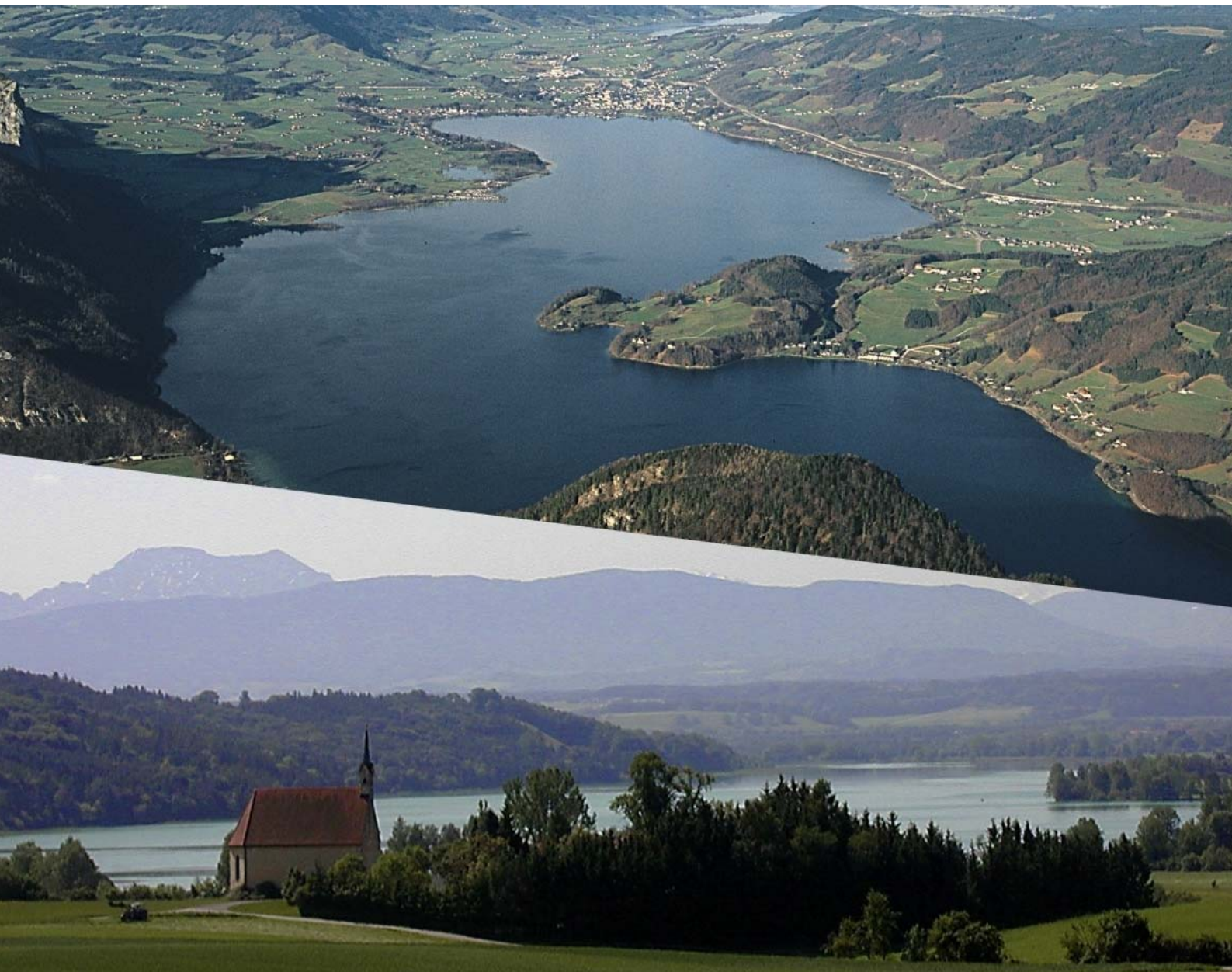


Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIA- Projektes „SeenLandWirtschaft“



Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes „SeenLandWirtschaft“

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
Bundesamt für Wasserwirtschaft
3252 Petzenkirchen, Österreich

November 2007

Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft

Band 26



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen
Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

IMPRESSUM

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Dampfschiffhafen 54, 1220 Wien, Österreich
Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, Österreich
Telefon: +43/7416/52108-0 E-Mail: ikt@baw.at Homepage: www.baw.at

Für den Inhalt verantwortlich:

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich

Redaktionskomitee:

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Eduard Klaghofer, Dr. Albert Jagsch, Dipl.-Ing. Dr. Michael Hengl,
Dr. Wolfgang Rodinger, Dr. Günther Schlott

Redaktionsverantwortlicher dieses Bandes:

Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauß
Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, Österreich
Telefon: +43/7416/52108-31 E-Mail: peter.strauss@baw.at

Titelbild:

oben: Mondsee (Günter Bruscek, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde,
Scharfling, 5310 Mondsee, Österreich)
unten: Tachinger See (Dipl.-Ing.(FH) Florian Löschenbrand, Limnologische Station der TU München,
82393 Iffeldorf, Deutschland)

Druck:

Riegelnik GesmbH, Piaristengasse 17-19, 1080 Wien

Dieser Band ist zu beziehen bei:

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, Österreich
Telefon: +43/7416/52108-0 E-Mail: ikt@baw.at bzw. elektronisch unter www.baw.at

INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT P. Strauß und E. Riesner	1
Die limnologische Langzeitentwicklung des Mondsees und Irrsees <i>D. Achleitner, H. Gassner und A. Jagsch</i>	3
Berechnung der Phosphor und Schwebstofffrachten zweier Hauptzubringer (Zellerache, Fuschlerache) des Mondsees <i>P. Strauss und B. Staudinger</i>	18
Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors <i>A. Bohner und M. Schink</i>	34
Vorstellung einer Methode zur Ermittlung der Nutzungsintensität auf Grünlandflächen unter Einbezug von Fernerkundungsdaten und objekt- basierter Klassifikation <i>H. Klug, St. Lang, M.-L. Pernkopf und P. Zeil</i>	51
Der Waginger–Tachinger See (Bayern, Deutschland): Einzugsgebiet, trophische Entwicklung und Phosphordynamik <i>G. Buchmeier</i>	66
Modellierung der Phosphorgesamtausträge im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees <i>F. Löschenbrand, St. Zimmermann und A. Melzer</i>	80
Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See (Bayern): Phosphorkonzentration und Phosphorfracht in Bächen <i>G. Buchmeier</i>	94

Ergebnisse von Erhebungen zur Phosphorbilanz landwirtschaftlicher Betriebe in den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsees <i>M. Diepolder, M. Wendland und S. Raschbacher</i>	109
Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor-Einträge in das Grundwasser und in Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung des Grünlandes <i>A. Bohner, M. Diepolder und M. Wendland</i>	131
Bisher erschienene Bände der Schriftenreihe BAW	145

Vorwort

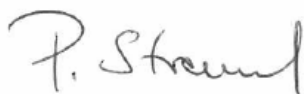
Das bayerisch-österreichische Alpenvorland mit seinem Mosaik aus Seen und Kulturlandschaft bietet Einheimischen und Gästen eine Erholungslandschaft erster Güte. Für die Bewohner der Seenregionen Mondseeland, Salzburger Seenland, Waginger-Tachinger See und Chiemgau ist sie eine wichtige wirtschaftliche Lebensgrundlage. Die Erhaltung dieser Lebensgrundlage, die Weiterentwicklung der bäuerlichen Landwirtschaft, die nachhaltige Sicherung der Gewässerqualität und der Kulturlandschaft müssen daher unser aller Anliegen sein.

Das kann nur gemeinsam gelingen, wenn alle Akteure, von der Landwirtschaft und Wasserwirtschaft über Forschungseinrichtungen und Behörden bis hin zu den Kommunen, Bürgern und regionalen Partnern zusammenarbeiten und an einem Strang ziehen. Alle verschiedenen Interessen zu kennen und zu berücksichtigen ist die Voraussetzung für den gemeinsamen Erfolg.

Das INTERREG IIIA-Projekt „SeenLandWirtschaft“ hat genau hier angesetzt und eine wichtige Basis für die Zusammenarbeit und die gemeinsame Umsetzung von Maßnahmen gelegt. Es hat nicht nur neue Erkenntnisse über die komplexen Zusammenhänge zwischen Gewässer und Umland hervorgebracht und viele offene Fragen beantwortet, sondern auch konkrete Handlungsempfehlungen zum weiteren Vorgehen ausgearbeitet.

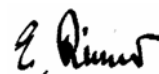
Im Projektverlauf wurde von den verschiedenen Projektpartnern eine Vielzahl wissenschaftlicher Erkenntnisse erarbeitet. Im vorliegenden Band kann nur eine Auswahl dieser Arbeiten dargestellt werden. Es ist aber zu hoffen, dass weitere Ergebnisse in verschiedenen Fachzeitschriften Eingang finden und auf diese Weise als Grundlage für weitere Erkenntnisse und Aktivitäten im bayerisch-österreichischen Alpenvorland genutzt werden können.

Unser besonderer Dank gilt den Landwirten und Landwirtinnen, die durch ihre Mitwirkung wesentlich zum Gelingen des EuRegio-Projekts „SeenLandWirtschaft“ beigetragen haben.



Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauß

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt,
Bundesamt für Wasserwirtschaft
Petzenkirchen, Österreich



Dr. Emmerich Riesner

Präsident der EuRegio
Salzburg - Berchtesgadener Land – Traunstein
Bürgermeister von Neumarkt am Wallersee, Österreich

Die limnologische Langzeitentwicklung des Mondsees und Irrsees

D. Achleitner, H. Gassner und A. Jagsch

Zusammenfassung

Sowohl der ursprünglich oligotrophe Mondsee als auch der ursprünglich oligotrophe Irrsee unterliefen eine anthropogen bedingte Eutrophierungsphase in den 1960er/1970er Jahren. Vor allem die enorme Entwicklung des Fremdenverkehrs bei einer gleichzeitig nicht ausreichenden Abwasserentsorgung führte zu starken Phosphorbelastungen, die zum Teil ausgeprägte Algenblüten (*Planktotrix rubescens*) zur Folge hatten. Durch intensive Bemühungen zur Fernhaltung der Abwässer wurde eine Verbesserung der Situation erreicht. Die Reoligotrophierung ist inzwischen zwar bereits sehr weit fortgeschritten, dennoch war in den letzten Jahren eine deutliche Verschlechterung des limnologischen Zustands zu verzeichnen. Eine Trophiebewertung basierend auf dem Gesamtphosphorgehalt, der Sichttiefe und dem Chlorophyll-a Gehalt (Messwerte: 2002-2006) ergibt derzeit einen noch oligo-mesotrophen Zustand für beide Gewässer.

Longterm development of the trophic situation of Lake Mondsee and Lake Irrsee

Summary

Lake Mondsee as well as Lake Irrsee had undergone an anthropogenic eutrophication period during the 1960ies/1970ties. Especially the inefficient sewage treatment and the simultaneously rising tourism led to increasing phosphorous concentrations in both water bodies. This resulted partly in severe algae blooms (*Planktotrix rubescens*). The intensive effort to keep the sewage away improved the situation and nowadays both lakes are on the way of reoligotrophication again. But nevertheless the trophic situation showed an obvious degradation in the last years. The assessment of the trophic state based on total phosphorous, secchi-depth and chlorophyll-a (2002-2006) indicated still an oligo-mesotrophic situation in Lake Mondsee as well as in Lake Irrsee.

1. Einleitung

Erste sporadische Untersuchungen von Mondsee und Irrsee fanden bereits ab den 1930er Jahren statt (JAGSCH & MEGAY 1982). Seit 1968 führte das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (BAW-IGF), im Rahmen eines Langzeitprojektes zunächst einzelne, dann monatliche routinemäßig limno-chemische Untersuchungen an beiden Gewässern durch. Nach

einer deutlichen Eutrophierungsphase in den 1960er/1970er Jahren und einer darauffolgenden Reoligotrophierungsphase bis in die 1990er Jahre, zeigten die Messwerte ab dem Jahr 2001 in beiden Gewässern eine unerwartete Trendumkehr. Die Messungen belegten eine deutliche Zunahme des Phosphorgehaltes und parallel dazu eine Verschlechterung der sommerlichen Sauerstoffsituation im Hypolimnion. Im Rahmen des Interreg III Projektes sollte dieses Phänomen näher untersucht werden.

Im Folgenden werden die beiden Gewässer kurz beschrieben und ihre jeweilige limnologische Entwicklung dargestellt. Die Lage der Seen ist in Abb. 1 ersichtlich, wichtige Kennzahlen und ihre Einzugsgebiete sind in Tab. 1 zusammengefasst.

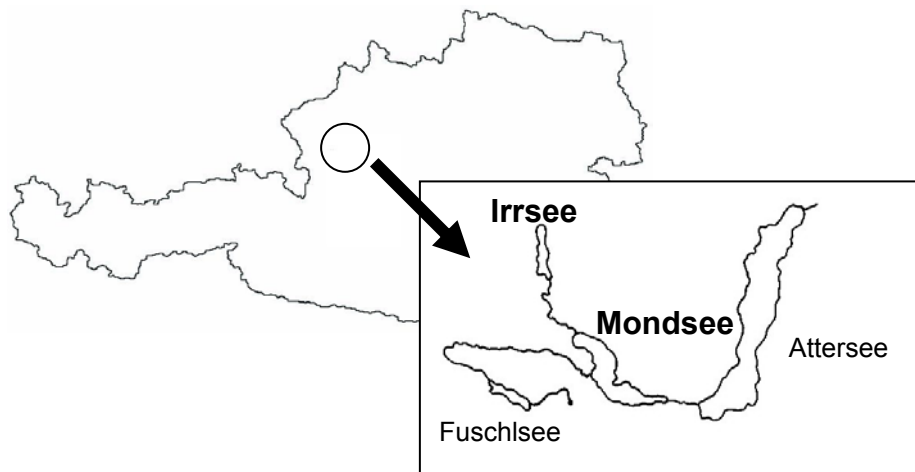


Abb. 1: Geographische Lage von Mondsee und Irrsee

Tab. 1: Hydrologisch-morphologische Daten von Mondsee und Irrsee

	Mondsee	Irrsee
Seehöhe	481 m ü. A.	553 m ü. A.
Fläche	13,8 km ²	3,6 km ²
maximale Tiefe	68,3 m	32,0 m
mittlere Tiefe	36,0 m	15,3 m
Volumen	496,8 Mio. m ³	53,1 Mio. m ³
Theor. Wassererneuerungszeit	1,7 Jahre	1,3 Jahre
Abfluss MQ	9,3 m ³ ·s ⁻¹	1,3 m ³ ·s ⁻¹
Einzugsgebiet	247 km ²	27,5 km ²

2. Material und Methoden

Seit 1975 (Mondsee) bzw. 1981 (Irrsee) erfolgt an der tiefsten Seestelle eine monatliche Wasserprobenahme. In den früheren Untersuchungsjahren wurden meist nur Sommerproben erhoben, was die angegebenen Jahresmittelwerte beeinflusst. Sämtliche angewandte Beprobungs- und Laboranalysemethoden sind in GASSNER et al. (2006) angeführt.

Sofern nicht anders angegeben, handelt es sich bei den Gesamtphosphordaten um volumsgewichtete Jahresmittelwerte. Um Unterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion sichtbar zu machen, wurde zusätzlich zum Mittel des gesamten Gewässers auch der Jahresmittelwert für das Epilimnion (Mondsee: 0 m - 25 m; Irrsee 0 - 15 m) und das Hypolimnion (Mondsee: 25 m bis zum Grund; Irrsee: 15 m bis zum Grund) errechnet. Bei der Sichttiefe und dem Chlorophyll-a wurden jeweils die Jahres Minima, Maxima und Mittelwerte angegeben. Für die Darstellung des Sauerstoffverlaufs im Hypolimnion wurde das gemessene Jahresminimum in der jeweiligen Tiefenstufe aufgetragen (meist Oktober-/Novemberwerte).

Die Beurteilung des aktuellen Trophiegrades erfolgte in Anlehnung an das klassische Modell von VOLLENWEIDER und KEREKES (1982). Mit diesem Modell kann anhand des Gesamtphosphorgehaltes, der Sichttiefe und des Chlorophyll-a Gehaltes die Trophieklasse abgeschätzt werden.

3. Der Mondsee

3.1 Allgemeine Beschreibung

Der Mondsee liegt am Rand der nördlichen Kalkalpen (47° 51' n. B.; 13° 20' ö. L.) als mittlerer See der Seenkette Irrsee-Fuschlsee-Mondsee-Attersee (Siehe Abb. 1). Entlang des Nordostufers und im Westen erstrecken sich die sanften Hügel der Flyschzone, während im Süden die steilen Felsen des Schafberges in den See abfallen. Die Seewanne liegt in einem Talnetz, das durch eine große tektonische Störzone zwischen Alpennordrand und Flyschzone vorgeformt und durch den Tiefenschurf des Gletschers während der Eiszeit vertieft wurde. Die West-Ost ausgerichtete Seewanne ist ziemlich einheitlich ausgebildet (SCHADLER, 1959).

Der Mondsee hat drei größere Zuflüsse: die Fuschler Ache, die Zeller Ache und die Wangauer Ache. Sie bringen etwa 70 % der gesamten Wasserfracht. Daneben gibt es noch acht kleinere stets wasserführende Bäche. Entwässert wird der Mondsee über die Seeache zum 4 km entfernten Attersee, wobei eine Höhendifferenz von 12 m überwunden wird (JAGSCH und MEGAY, 1982). Am Seeausrinn gibt es eine automatische Wehranlage.

Der Großteil des Einzugsgebietes wird landwirtschaftlich genutzt, der Rest besteht aus Mischwald und Siedlungsgebieten. Die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet

des Mondsees erfolgt durch eine Ringkanalisation. Geklärt werden die Abwässer hauptsächlich über den Reinhaltungsverband Mondsee-Irrsee, sowie zu einem geringeren Teil in Zusammenarbeit mit dem Reinhaltungsverband Attersee (Mondsee-Süd).

Der Mondsee gilt als einer der wärmsten Salzkammergutseen. Die obersten Wasserschichten erwärmen sich im Sommer meist auf 20 °C bis 22 °C, bisweilen auch wesentlich darüber. Als holomiktisch, dimiktischer See beginnt sich der Wasserkörper des Mondsees im Laufe des Dezembers zu durchmischen. Diese Phase kann bis Anfang April andauern. Eine ausgeprägte Winterstagnation tritt nicht regelmäßig, beziehungsweise nur für wenige Wochen ein. Aufgrund der West-Ostlage des Sees und der aus dieser Richtung vorherrschenden Winde ist eine vollständige Eisbedeckung sehr selten, allerdings frieren einige abgeschlossene Buchten regelmäßig zu (GASSNER et al., 2006).

Aufgrund des im Mondseegebiet sehr ausgeprägten Fremdenverkehrs und der angenehmen Wassertemperaturen wird der Mondsee stark als Badesee frequentiert. Außerdem werden verschiedenste Wassersportarten wie Wasser-Ski, Segeln, Tauchen, Surfen etc. betrieben. Weiters gibt es mehrere Ausflugsschiffe und Bootsverleihe. Für private Motorboote besteht jedoch ein Fahrverbot. Die Berufsfischerei wird nach wie vor ausgeübt, wenn sie auch nicht mehr als Haupterwerb der einzelnen Fischer anzusehen ist. Große Bedeutung kommt auch der Sportfischerei zu, die durchaus einen wichtigen Beitrag zum Fremdenverkehrsangebot leistet.

3.2 Limnologische Entwicklung des Mondsees

In den 1930er Jahren konnte der Mondsee noch als oligotroph bezeichnet werden. Die Seefarbe war bläulich grün und in den Sommermonaten erreichte die Sauerstoffsättigung in Grundnähe 79 % (JAGSCH und MEGAY, 1982). Die sommerliche Sichttiefe pendelte allerdings auch damals schon nur zwischen 2 m und 2,5 m (biogene Entkalkung, Trübe durch Hochwasser). Die nächsten limnochemischen Messungen erfolgten in den frühen 1960er Jahren. Die Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers war dabei im Sommer zwar schon geringer als 30 Jahre zuvor, doch sie betrug immer noch über 45 % (30. August 1962; 65 m Tiefe: 5,6 mg O₂·l⁻¹). Auch im August 1965 und 1966 konnten noch beachtlich gute Sauerstoffwerte gemessen werden (11. August 1965; 60 m Tiefe: 8,6 mg O₂·l⁻¹; 25. August 1966; 65 m Tiefe: 4,1 mg O₂·l⁻¹). Leider sind aus diesen Jahren nur wenige Daten aus dem unpublizierten Nachlass von Findenegg und Schultz vorhanden, dennoch können einige limnologische Veränderungen gut aufgezeigt werden (DANECKER, 1969).

Der Fremdenverkehr im Mondsee Gebiet erfuhr in den 1960er und 1970er Jahren einen enormen Auftrieb (Maximum: 600.000 Nächtigungen 1973). Die steigende Nährstoffzufuhr führte ab 1968 zu einem Ansteigen der Algenbiomassen und dem Auftreten der Burgunderblutalge (*Planktotrix rubescens*). Die Einbringung von großen

Mengen an tonigem Material im Zuge des Autobahnbaues in den frühen 1960er Jahren hatte diese Entwicklung zwar verzögert, aber in der Dekade zwischen 1968 und 1978 nahmen die Algenbiomassen und der Anteil der Burgunderblutalge stetig zu. Es entwickelte sich nahezu jährlich eine mehr oder minder stark ausgeprägte Algenblüte im Frühjahr (JAGSCH und DOKULIL, 1989). Im Jahr 1979 lag die Seefarbe bereits in einem gelblich-bräunlichen Bereich, das volumsgewichtete Jahresmittel der Gesamtposphorkonzentration erreichte einen Wert von $31,6 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ und in den Sommermonaten verschlechterte sich der Sauerstoffzustand im Tiefenwasser zusehends (9. August 1979; über Grund: $0,4 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$) (Jagsch, 1980). Der ehemals oligotrophe Salzkammergutsee war innerhalb von nur 2 Jahrzehnten zu einem eutrophen Gewässer geworden.

Die dringliche Frage nach einer Abwasserbeseitigung, führte bereits im Jahr 1968 zur Gründung des Reinhaltungsverbandes Mondsee. 1974 konnte schließlich die Kläranlage (inkl. 3. Reinigungsstufe) in Betrieb genommen und die nunmehr gereinigten Abwässer über eine Seeleitung in den Mondsee eingeleitet werden. In den Sommermonaten war diese Abwasseranlage jedoch überlastet und vor allem über die Zuflüsse gelangte immer noch sehr viel düngender Phosphor in den Mondsee (JAGSCH und MEGAY, 1982). Die Endausbaustufe wurde 1983 mit 35.000 EG Reinigungsleistung erreicht und bis heute wurden die Ortsnetze stetig ausgebaut. Der stattfindende Phosphoreintrag aus den Zubringern ist je nach Witterungsbedingungen (Starkregenereignisse, Niederwasserperioden) von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich.

Es dauerte einige Jahre, bis die intensiven Bemühungen zur Seensanierung Früchte trugen. Erst zu Beginn der 1980er Jahre zeigte sich die beginnende Reoligotrophierung des Mondsees. Die Sichttiefen erhöhten sich gegenüber der 1970er Jahre um rund 3 m und es konnten auch wieder Maxima von über 10 m gemessen werden. In den 1990er Jahren erreichten die Sichttiefen ihre Höchstwerte (max 1997: 12,0 m), seither fällt wieder ein leichtes Sinken der Jahresmittelwerte auf (1990-1996: 6,3 m, 2000-2006: 5,4 m; Abb. 2).

Ab den 1980er Jahren nahmen auch die volumsgewichteten Jahresmittel des Gesamtposphors rasch ab. Ein Vergleich der Mittelwerte der Zeitreihen von 1975-1980 ($22,8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 1985-1990 ($9,4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) und 1995-2000 ($7,3 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) zeigt diese Abnahme recht eindrucksvoll. Nach einer relativ stabilen Phase zwischen 1997 und 2001 mit niedrigen Jahresmittelwerten um $6,9 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, kam es Anfang der 2000er zu einem unerwarteten Anstieg (Abb. 3). Die dabei erhobenen Maximalkonzentrationen erreichten vor allem im extrem warmen Sommer 2003 sehr hohe Werte und es wurden erstmals seit 1983 Phosphorkonzentrationen bis zu $200 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Okt. 2003) über Grund gemessen. Die letzten derartig hohen Grundwerte wurden mit $192 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ am 05.09.1984 gemessen. Selbst in 30 m Tiefe konnten im Oktober 2003 noch Gesamtposphorkonzentrationen von $29 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ nachgewiesen werden, Werte die in dieser Tiefe zuletzt ebenfalls in den frühen 1980er Jahren gemessen wurden. 2005 gingen die Phosphorkonzentrationen aber nahezu wieder auf den

Ausgangswert von 2001 zurück und mit einem aktuellen mittleren Phosphorgehalt von $6,4 \text{ mg/m}^3$ (2006) liegt der Mondsee derzeit im deutlich oligotrophen Bereich.

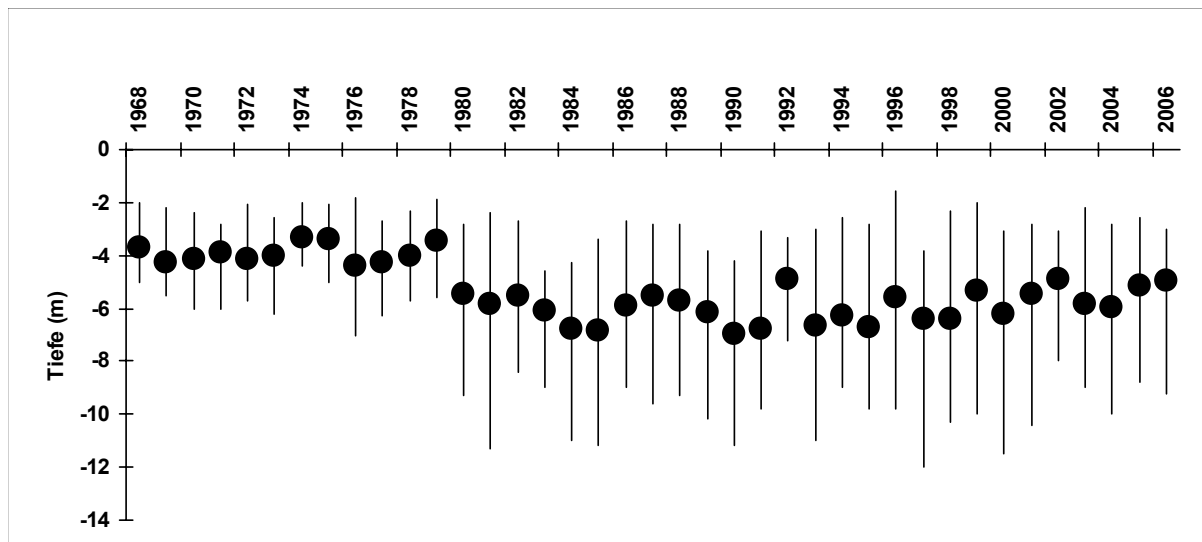


Abb. 2: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte der Sichttiefen im Mondsee 1968 – 2006

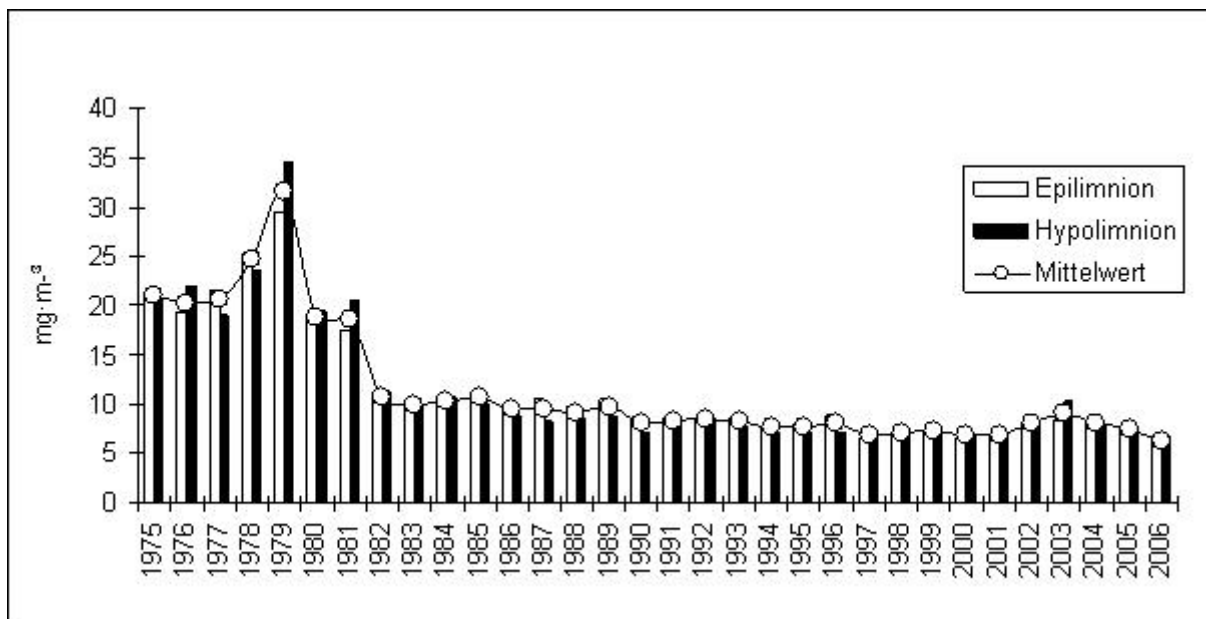


Abb. 3: Volumsgewichtete Jahresmittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen im Epilimnion, Hypolimnion und der gesamten Wassersäule 1975 – 2006

Als weitere Folge der beginnenden Reoligotrophierung verringerte sich das Ausmaß und der Zeitraum der sommerlichen Sauerstoffzehrungen im Hypolimnion ab den 1980er Jahren erheblich. Wurden 1979 noch vom Seegrund weg bis in 50 m Tiefe von Juni bis Dezember Sauerstoffsättigungen niedriger als 10 % gemessen, so lag 1987 diese Zone unterhalb von 60 m und war auf den Oktober begrenzt (JAGSCH &

DOKULIL 1989). In den 1990er Jahren sanken die jeweils unmittelbar über Grund gemessenen Minimalsättigungen nicht mehr unter diese 10 % Marke. Anfang der 2000er kam es allerdings wieder zu einer Trendumkehr. In den Jahren 2002 - 2004 waren über Grund zum Teil sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen zu verzeichnen (min 2002-2004: ≤ 4 % O_2 Sättigung; $\leq 0,5$ $mg\ O_2 \cdot l^{-1}$). Seit 2005 stiegen die Konzentrationen wieder leicht an und 2006 lag das Minimum über Grund bei $0,9\ mg\ O_2 \cdot l^{-1}$ (= 7 % O_2 Sättigung), was immer noch einer ausgesprochen angespannten Sauerstoffsituation entspricht.

Auch am Chlorophyll-a Gehalt lässt sich der allgemeine Reoligotrophierungstrend seit Beginn der Messungen verfolgen. Während in den frühen 1980er Jahren noch enorm hohe Schwankungen beim Chlorophyll-a zu verzeichnen waren (min₁₉₈₃: $0,8$; max₁₉₈₃: $17,8\ mg \cdot l^{-1}$), pendeln die Messwerte seit 2000 zwischen $1,5$ (Jän. 2001) und $8,1$ (Dez. 2001) $mg \cdot l^{-1}$ (Abb. 5).

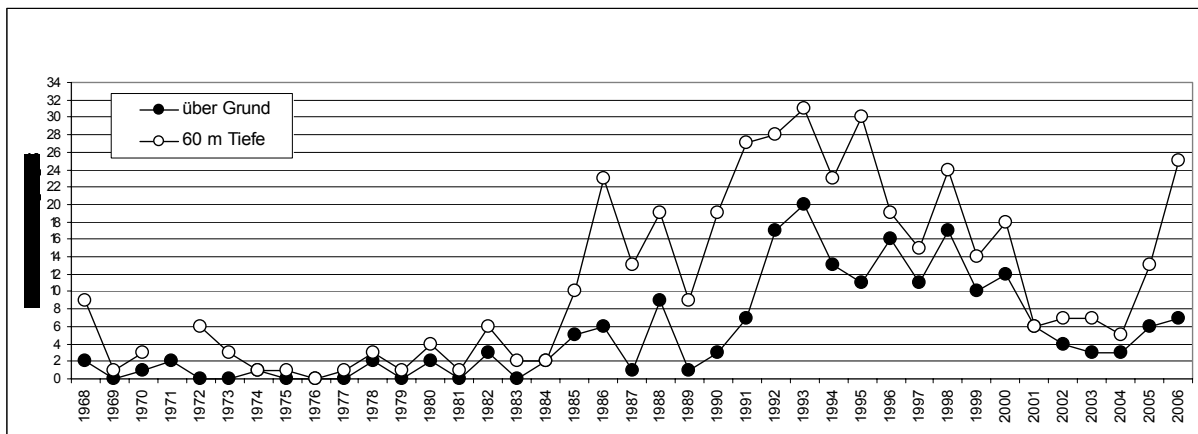


Abb. 4: Minimalwerte der Sauerstoffsättigung über Grund und in 60 m Tiefe 1968 - 2006

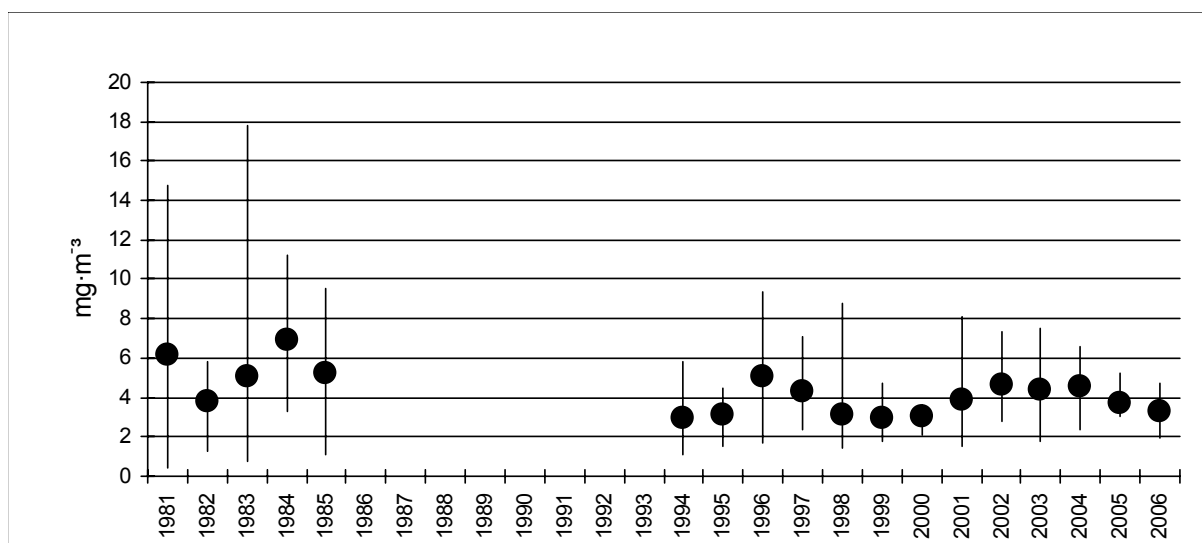


Abb. 5: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte der Chlorophyll-a Konzentrationen 1981 - 2006

3.3 Zusammenfassende Beurteilung des Mondsees

In Bezug auf die Gesamtphosphorkonzentrationen ist der Mondsee wieder als nährstoffarm zu bezeichnen, die Chlorophyll-a Konzentrationen und die Sichttiefe befinden sich aber noch im Bereich von mäßig nährstoffreichen Seen. Auf Basis der für eine Trophiebewertung wesentlichen Analysewerte der letzten 5 Jahre 2002 bis 2006 (Gesamtanzahl der Probenahmen: n = 58) wird der Mondsee als oligo-mesotroph klassifiziert (Tab. 2).

Die derzeit bestehenden Defizite liegen vor allem in der Sauerstoffversorgung des Hypolimnions. Übernimmt man die Zielsetzung eines Sauerstoffgehaltes im gesamten Jahresverlauf von mindestens $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ einen Meter über Grund (IGKB, 2002), so erreicht der Mondsee diese Zielvorgabe nicht. Zur beobachteten weiteren Verschlechterung des limnologischen Zustandes trugen vor allem die meteorologischen Besonderheiten der letzten Jahre bei. Die bei dem Jahrhunderthochwasser im August 2002 massiv eingeschwemmten Nährstoffe wurden anschließend im heißen Sommer 2003 mobilisiert. Späte Herbsdurchmischungen, bedingt durch außergewöhnlich warme Herbsttage, verschlechterten die angespannte Sauerstoffsituation über Grund noch zusätzlich. Seit 2005 ist bezüglich der hypolimnischen Sauerstoffversorgung eine leichte Verbesserung zu verzeichnen.

Tab. 2: Trophieeinstufung des Mondsees: Trophieklassen basierend auf die 5-Jahresmittelwerte (MW5) und den Bereich (= MW5 +/- Standardabweichung) der dafür notwendigen Parameter

Parameter		Trophiegrad			Einstufung: 2002-2006	
		oligotroph	mesotroph	eutroph	MW5 & Bereich	Trophie
P tot. in $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	Mittel	8,0	26,7	84,4	7,8	oligotroph
	Bereich	4,85-13,3	14,5-49,0	38,0-189,0	6,8 – 8,8	
Chlorophyll-a in $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	Mittel	1,7	4,7	14,3	4,2	mesotroph
	Bereich	0,8-3,4	3,0-7,4	6,7-31,0	2,9 – 5,4	
Secchi Tiefe in m	Mittel	9,90	4,20	2,45	5,4	mesotroph
	Bereich	5,3-16,5	2,4-7,4	1,5-4,0	3,3 – 7,4	

4. Der Irrsee

4.1 Allgemeine Beschreibung

Der Irrsee verdankt seine Entstehung dem Zusammenwirken von Gebirgsbildung und Vergletscherung und dürfte vor etwa 17.000 Jahren entstanden sein (SCHWELLENTHIN, 1989). Er liegt im äußeren Nordwesten des oberösterreichischen Salzkammerguts ($47^{\circ} 56' \text{ n. B.}$ und $13^{\circ} 19' \text{ ö. L.}$) rund 6 km nördlich des

Mondsees, am Fuße des Kolomannsberges. Der See befindet sich zur Gänze in einer Nord- Süd ausgerichteten Quertalsenke der Flyschzone und ist zusammen mit dem Fuschlsee der oberste See der Seenkette, Irrsee-Fuschlsee-Mondsee-Attersee (siehe Abb. 1). Die Moore nördlich und südlich des Sees weisen darauf hin, dass der See am Ende der Eiszeit fast die doppelte Länge hatte. Das lang gestreckte Seebecken hat heute eine annähernd rechteckige Form. Die Uferlinie ist nicht sehr stark gegliedert, sondern besteht lediglich aus flachen Buchten. Am Westufer ist der Uferabfall steiler als am Ostufer. Nordufer und Südufer fallen sehr flach ab. Die gesamte Uferlänge des Irrsees beträgt 11,2 km. Im nördlichen Drittel des Sees wird die Seewanne durch einen felsigen Rücken in ein kleineres 27 m tiefes nördliches Becken und ein größeres 32 m tiefes südliches Becken geteilt. Dieser Rücken erhebt sich bis auf 21 m unter die Wasseroberfläche (EINSELE & HEMSEN, 1959).

Nicht sehr bedeutend sind die meisten Zuflüsse des Irrsees, teilweise führen sie nur bei Niederschlag Wasser. Nennenswert sind der Zeller- und Ramsauerbach am Ostufer, der Schrankbach am Westufer, der Riedlbach am Nordufer sowie der Itais- und Haustätterbach am Südwestufer des Sees. Weiters gibt es einige unterseeische Quellzuflüsse, die den See speisen. Am Südufer befindet sich der einzige Abfluss des Irrsees, die Zellerache. Sie entwässert den Irrsee mit einem Höhenunterschied von 74 m in den Mondsee und hat einen mittleren Abfluss von $1,36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Vom Einzugsgebiet sind 33 % Grünland, 27 % Wald, der Rest setzt sich aus heterogenen landwirtschaftlichen Flächen, Moor- und Siedlungsgebieten zusammen (CHOVANEK et al., 2002). Die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet des Irrsees erfolgt durch eine Ringkanalisation, welche in den Jahren 1983 bis 1990 gebaut wurde und bis heute schrittweise ausgebaut wird. Geklärt werden die Abwässer in der Kläranlage des Reinhaltverbandes Mondsee-Irrsee.

Da sich der Wasserkörper des Irrsees zweimal im Jahr (Spätherbst und Frühjahr) vollständig bis zum Seegrund durchmischt, ist er dem holomiktisch-dimiktischen Zirkulationstyp zuzuordnen. Das relativ kleine Volumen des Sees und damit sein niedriges Wärmespeichervermögen sowie seine geschützte Lage gegen die Hauptwindrichtung aus Westen führen zu einer fast regelmäßigen Eisbedeckung im Winter, deren Dauer jedoch zwischen einer Woche und zwei Monaten schwanken kann. Der Beginn der Eislegung variiert zwischen Anfang Jänner und Mitte Februar, der Eisbruch erfolgt meist Mitte bis Ende März. Nur in besonders milden Wintern wie zuletzt 2000/2001 und 2001/2002 unterblieb die Eisbildung.

Der Irrsee wird als Badesee genützt, Elektro- und Motorboote sind generell verboten. Die fischereiliche Bewirtschaftung (Angelfischerei) erfolgt vom Sportanglerbund Vöcklabruck.

4.2 Limnologischen Entwicklung des Irrsees

Die ersten limnologischen Untersuchungen des Irrsees wurden in den Jahren 1926 und 1930 durchgeführt und ergaben schon damals, für den natürlicherweise nährstoffarmen (oligotrophen) Irrsee, eine Tendenz zur Zunahme der Nährstoffe. Sowohl die Sichttiefen mit einem Jahresmittel von 4,5 m als auch die Zusammensetzung der Bodenfauna zeigten diese Tendenz an. Die Sauerstoffsommerwerte betragen zu jener Zeit jedoch noch $6,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ über Grund (DUMITRIU, 1932). Diese schon dazumal beginnende Eutrophierung, dürfte neben dem Eintrag von Nährstoffen auch durch die Morphologie des Sees begründet sein. Kleinere, flache Seen mit geringer Tiefe und geringem Wasservolumen sind einer Eutrophierung stärker ausgesetzt als große tiefe Seen.

Ab 1968 wurden am Irrsee zunächst sporadische Untersuchungen vom BAW-IGF durchgeführt, seit 1981 erfolgt eine monatliche Beprobung, wodurch die fortlaufende Eutrophierung des Gewässers klar dokumentiert ist. Parallel mit der Zunahme des Fremdenverkehrs und der damit einhergehenden Einleitung größerer Mengen ungeklärter Abwässer in den 1960er und 1970er Jahren verschlechterte sich der Zustand des Irrsees kontinuierlich. Auch die zunehmende Dränagierung der umliegenden feuchten und zum Teil moorigen Wiesen bewirkte eine allmähliche Verstärkung der Eutrophierungstendenzen (JAGSCH & MEGAY 1982). Bis zum Jahr 1979 war das volumsgewichtete Jahresmittel des Gesamtphosphors auf $19,3 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ angestiegen und in der Sommerstagnation (Juli 1979) konnten nur noch $1,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Sauerstoff über Grund nachgewiesen werden. Im November 1984 wurden die bisher niedrigsten Sauerstoffwerte ($\leq 0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; $\leq 3 \%$ Sättigung in der Schicht vom Gewässergrund bis in 15 m Wassertiefe gemessen (Schwarz et al., 1995). Die höchsten gemessenen Gesamtphosphorwerte wurden mit $111 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ im Oktober 1983 über Grund festgestellt. Zwischen 1975 und 1982/83 nahm der Gehalt an Gesamtphosphor im Irrsee um das Dreifache zu. Die Chlorophyll-a Konzentrationen erreichten ihr Maximum mit $14,5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ im August 1986 (GASSNER et al., 2006). Die niedrige Schwankungsbreite der Sichttiefe in den 1970er Jahren (Abb. 6) ist allerdings nicht nur auf die fortschreitende Eutrophierung, sondern auch auf die lediglich im Sommer erfolgte Probenahme zurückzuführen.

Im Gegensatz zum Mondsee, traten am Irrsee jedoch keine spektakulären Algenblüten auf. Möglicherweise aus diesem Grund wurde die unbedingt erforderliche Abwasserbeseitigung erst später in Angriff genommen. Die Gemeinden Zell am Moos und Oberhofen traten dem Reinhaltungsverband Mondsee bei und begannen 1981 mit den Sanierungsmaßnahmen. Bald nach der ersten Ausbauphase (1986) waren die ersten Reoligotrophierungstendenzen zu erkennen. Die Sichttiefen, insbesondere die maximalen Sichttiefen, stiegen wieder an. Die höchsten Sichttiefen wurden, wie am Mondsee, in den 1990er Jahren erreicht (max 1991: 12,2 m), in den letzten Jahren pendelten die maximalen Sichttiefen meist um 7,9 m.

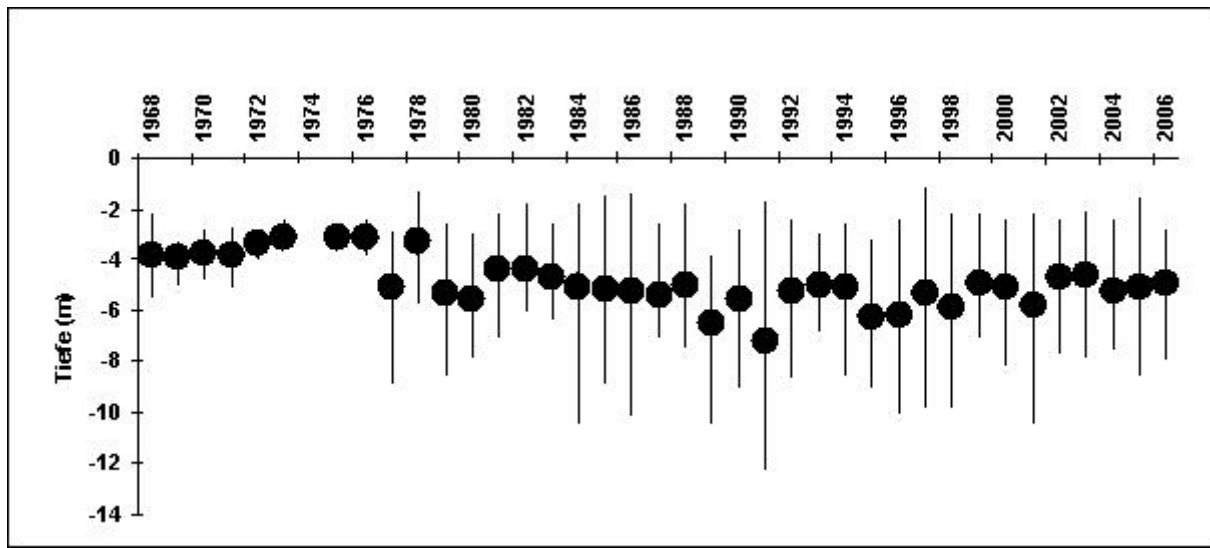


Abb. 6: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte der Sichttiefen im Irrsees 1968 - 2006

Die Phosphorkonzentration ist mit dem Fernhalten der Abwässer deutlich gesunken. Seit 1990 wurden keine mittleren Jahreskonzentrationen über $8,0 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ mehr festgestellt. Im Vergleich zu den Jahresmitteln der Jahre 1975 bis 1980 ($13,9 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) und 1985 bis 1990 ($9,0 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) zeigte sich in der Zeitreihe 1995 bis 2000 eine weitere Reduktion des mittleren Phosphorgehaltes auf $6,6 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Im Jahr 2006 konnten nur $6,1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ Phosphor nachgewiesen werden (Abb. 7).

Die Sauerstoffsituation ist im Irrsee noch immer angespannt (Abb. 8). Die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff nehmen im Tiefenwasser zwischen September und Dezember regelmäßig auf unter $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ab, wodurch Fische aber auch andere Lebewesen einen Teil ihres Lebensraumes nicht mehr nützen können. Seit Beginn der Untersuchungen verbesserte sich die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers zwar kontinuierlich bis in die 1990er Jahre. Dann verschlechterte sich der Zustand jedoch plötzlich wieder zusehends, der selbe Effekt der auch am Mondsee beobachtet werden konnte. Seit dem Jahr 2000 treten bis in 25 m Wassertiefe wieder regelmäßig Sauerstoffsättigungen unter 10 % auf (min 2003 = 2 % Sättigung über Grund).

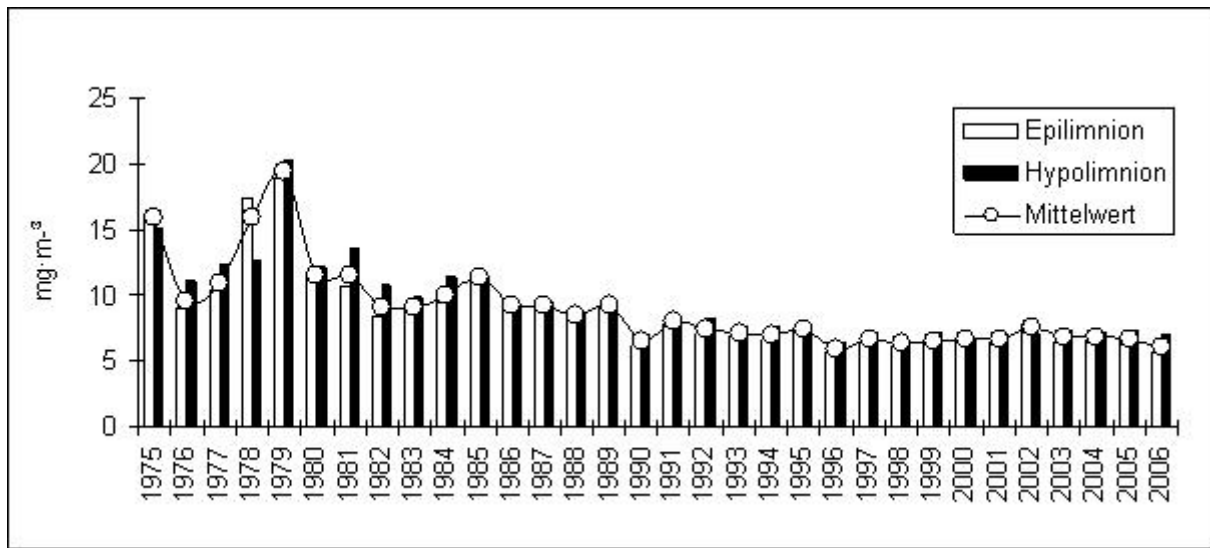


Abb. 7: Volumsgewichtete Jahresmittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen im Epilimnion, Hypolimnion und der gesamten Wassersäule 1975 – 2006.

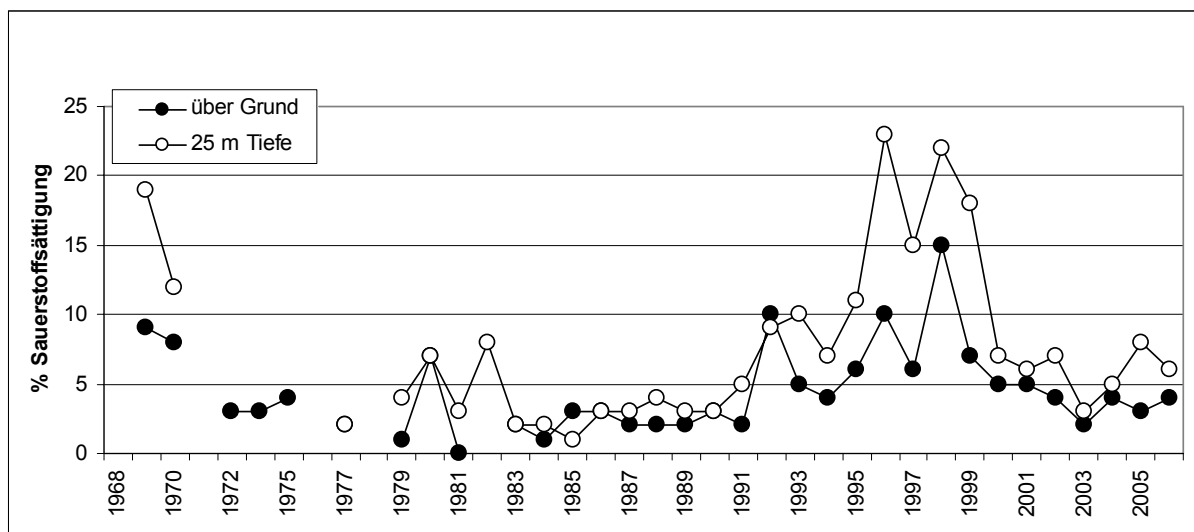


Abb. 8: Minimalwerte der Sauerstoffsättigung über Grund und in 25 m Tiefe 1983 – 2006

Insgesamt haben die Chlorophyll-a Konzentrationen seit Beginn der Messungen im Jahr 1982 deutlich abgenommen (Abb. 9). Wurden 1985 im Mittel noch $5,8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ Chlorophyll-a festgestellt, so schwankten in den Jahren 2001 bis 2005 die mittleren Jahreskonzentrationen zwischen $2,2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (2002) und $3,5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (2003). Auffällig waren die verhältnismäßig hohen Chlorophyll-a Konzentrationen der Herbst- und Winterproben 2003 und 2004 (max Dez. 2003: $7,3 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), wo seit 1992 erstmals wieder Messwerte von über $7,0 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ erreicht wurden.

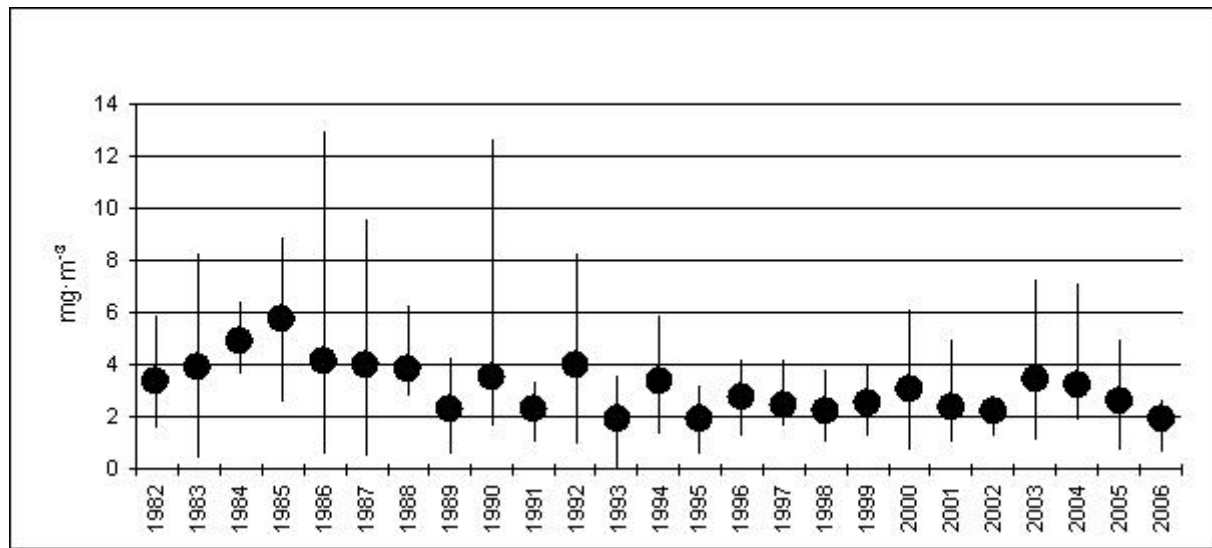


Abb. 9: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte der Chlorophyll-a Konzentrationen 1982 - 2006

4.3 Zusammenfassende Beurteilung des Irrsees

Die Sichttiefe und teilweise auch die Chlorophyll-a Konzentrationen entsprechen einem mäßig nährstoffreichen Gewässer. Die Gesamtphosphorkonzentrationen zeigen jedoch bereits einen nährstoffarmen Zustand an. Auf Basis der für eine Trophiebewertung wesentlichen Analysewerte der Jahre 2002 bis 2006 (Gesamtanzahl der Probenahmen: $n = 55$) wird der Irrsee daher als oligo-mesotroph klassifiziert (Tab. 3).

Wie am Mondsee liegen auch am Irrsee die größten Defizite in der Sauerstoffversorgung des Hypolimnions. Dabei trugen die bereits angeführten meteorologischen Besonderheiten (Hochwasser 2002, Sommer 2003, warme Herbsttage) zum schlechten Befund bei. Im Jahr 2006 war bezüglich der hypolimnischen Sauerstoffversorgung keine deutliche Verbesserung der Situation zu verzeichnen.

Tab. 3: Trophieeinstufung des Irrsees: Trophieklassen basierend auf die 5-Jahresmittelwerte (MW_5) und den Bereich (= MW_5 +/- Standardabweichung) der dafür notwendigen Parameter

Parameter		Trophiegrad			Einstufung: 2002-2005	
		oligotroph	mesotroph	eutroph	MW_5 & Bereich	Trophie
P tot. in $mg \cdot m^{-3}$	Mittel	8,0	26,7	84,4	6,8	oligotroph
	Bereich	4,85-13,3	14,5-49,0	38,0-189,0	6,2 – 7,4	
Chlorophyll-a in $mg \cdot m^{-3}$	Mittel	1,7	4,7	14,3	2,7	oligo- meso
	Bereich	0,8-3,4	3,0-7,4	6,7-31,0	1,2 – 4,1	
Secchi Tiefe in m	Mittel	9,90	4,20	2,45	4,9	mesotroph
	Bereich	5,3-16,5	2,4-7,4	1,5-4,0	3,2 – 6,7	

5. Literaturverzeichnis

- CHOVANEC, A., M. H. FINK, D. GRUBER, A. JAGSCH, M. NAGY, K. WEBER und R. WIMMER, 2002: Erhebung und abiotische Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs. Österr. Fischerei 55, 197-207.
- DANECKER, E., 1969: Bedenklicher Zustand des Mondsees im Herbst 1968. Österreichs Fischerei 22, 25-31.
- DUMITRIU, M., 1932: Zur Kenntnis einiger Alpenseen. V. Der Irrsee. Int. Rev. Hydrobiol. 26, 337-287.
- EINSELE, W. und J. HEMSEN, 1959: Über die Gewässer des Salzkammergutes, insbesondere über einige Seen. Österreichs Fischerei, 12, 6-31.
- GASSNER, H., D. ZICK, G. BRUSCHEK, I. FREY, K. MAYRHOFER & A. JAGSCH, 2006: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. Schriftenreihe BAW, 24, Wien, 139 S.
- IGKB 2002: Tolerierbare Phosphor-Fracht des Bodensee-Obersees. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 54, 81 S. (Eigenverlag).
- JAGSCH, A. und M. DOKULIL, 1989: Mondsee. In: E. Wurzer (Hrsg.), Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981-1987. Heft 6a der Schriftenreihe: Wasserwirtschaft, BMLF Wien, 155-163.
- JAGSCH, A. und K. MEGAY, 1982: Mondsee, Irrsee In: E. Wurzer (Hrsg.), Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981-1987. Heft 6a der Schriftenreihe: Wasserwirtschaft, 91-95; BMLF Wien 149-164.
- JAGSCH, A., 1980: Untersuchungen von Mondsee und Irrsee 1979. Arb. Lab. Weyregg 4, 127-152.
- SCHADLER, J., 1959: Zur Geologie der Salzkammergutseen: Österreichs Fischerei 12 (5/6): 36-54.
- SCHWARZ, K., A. JAGSCH und G. BRUSCHEK, 1995: Longterm development of the trophic situation of Irrsee (Upper-Austria) and the effects of diverting waste waters into a ring canal system. Limnologica 25, 211-222.
- SCHWELLENTHIN, J., 1989: Die Sedimente des Zeller- oder Irrsees - Sedimentologische Kartierung und Untersuchungen zur Sedimentations- und Eutrophierungsgeschichte (Salzkammergut, Oberösterreich). Diplomarbeit Universität Göttingen, 136 S.
- VOLLENWEIDER, R. A. und J. KEREKES, 1982: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 p.

Autoren:

Dr. Daniela Achleitner, Dr. Hubert Gassner, Dr. Albert Jagsch
Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde,
5310 Mondsee/Scharfling, Österreich



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen
Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Berechnung der Phosphor und Schwebstofffrachten zweier Hauptzubringer (Zellerache, Fuschlerache) des Mondsees

P. Strauss und B. Staudinger

Zusammenfassung

Als Beitrag zur Abschätzung der Phosphor und Schwebstoffeinträge in den Mondsee wurden die Frachten von zwei Hauptzubringern, Fuschlerache und Zellerache, bestimmt. Dazu wurden während zweier Messperioden des Jahres 2005 Konzentrationen von Gesamtposphor und Schwebstoff gemessen. Die Ergebnisse dienten als Grundlage zur Ermittlung von Beziehungen zwischen Abfluss und Stoffkonzentration für die beiden Gewässer. Diese wurden wiederum dazu verwendet, monatliche Phosphor- und Schwebstofffrachten der Jahre 1990-2005 zu bestimmen. Die ermittelten langjährigen durchschnittlichen Phosphorfrachten lagen für die Zellerache bei $0,27 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P, für die Fuschlerache bei $0,55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P. Im Vergleich dazu liegt der für oligotrophe Bedingungen zulässige Phosphoreintrag für den Mondsee in einer Größenordnung von ungefähr $0,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P. Der Anstieg der Phosphorkonzentration im Mondsee während und nach den beiden Jahren mit den höchsten Stoffeinträgen aus den Gewässern kann als Hinweis auf die klimatologische Abhängigkeit der Wasserqualität gesehen werden. Die über die beiden Zubringer eingetragenen Sedimentfrachten liegen bei $0,84 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Sediment durch die Fuschlerache und $0,12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Sediment durch die Zellerache. Diese Unterschiede können durch die unterschiedliche Wasserführung der beiden Gewässer nicht erklärt werden, da beide Einzugsgebiete im Zeitraum 1990 - 2005 eine jährliche Wasserspende von 1100 mm aufwiesen. Da außerdem die Landnutzung in beiden Einzugsgebieten sehr ähnlich strukturiert ist, müssen andere Erklärungsmodelle für diese Unterschiede gesucht werden.

Estimation of phosphorus and sediment loads from two main tributaries of lake Mondsee

Summary

As a contribution to the estimation of matter transport into lake Mondsee we calculated phosphorus and sediment loads for the rivers Fuschlerache and Zellerache, the two main tributaries of lake Mondsee. During two sampling campaigns we measured concentrations of total phosphorus and sediment which, together with high resolution flow data, were used to develop relationships between flow and phosphorus respectively sediment. Once established, these relationships were used to calculate mean monthly loads for the years 1990-2005. Long-term mean annual loads were calculated to be $0.27 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P for the river Zellerache and $0.53 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P for the river Fuschlerache. Compared to this the maximum annual tolerable load to maintain oligotrophic conditions for lake Mondsee is about $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P. The increase of lake water phosphorus concentrations during and after those years with the highest loading rates can be interpreted as a climatological response.

Sediment loads were calculated to be $0.80 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ for river Fuschlerache and $0.12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ for river Zellerache. These differences cannot be explained by different flow rates as mean annual flow of the period 1990 - 2005 was recorded to be 1100 mm for both rivers. Because landuse within in the watersheds of both rivers is not distinctly different, other explanations for this behaviour have to be investigated.

1. Einleitung und Zielsetzung

Obwohl seit langer Zeit regelmäßige Untersuchungen zur Phosphorkonzentration der großen Zubringer des Mondsees durchgeführt wurden (ACHLEITNER et al., 2007), ist die Datenverfügbarkeit zur Berechnung von Nährstofffrachten im Gewässernetz des Einzugsgebietes Mondsee relativ gering. Dies vor allem deswegen, weil Phosphor besonders während einzelner Ereignisse verfrachtet wird (JORDAN et al., 2005), doch die Probenahmefrequenz des Monitoringprogramms (meist monatlich) zu gering ist, um diese Ereignisse zu erfassen. Im Jahr 2005 wurden deshalb Probensammler an den Pegelmessstellen der Fuschlerache und der Zellerache, den zwei größten Zubringern des Mondsees installiert, um eine verbesserte Berechnung von Phosphorfrachten und Schwebstofffrachten in den Mondsee zu ermöglichen. Da die Schneeschmelze in diesem Gebiet ein bedeutendes hydrologisches Ereignis im Jahresverlauf darstellt, wurde versucht, das Verhalten von Phosphor besonders während dieses Zeitraums in einer hohen zeitlichen Auflösung zu erfassen. Aus den erhaltenen Messergebnissen wurden Beziehungen zwischen Abfluss und Phosphorkonzentration, bzw. Abfluss und Schwebstoffkonzentration ermittelt. Diese Beziehungen dienten als Grundlage einer Berechnung langjähriger Phosphor- und Schwebstoffeinträge.

2. Naturräumliche Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Einzugsgebiet Mondsee hat eine Ausdehnung von 247 km^2 , darin liegen 3 Seen, der Fuschlsee, der Zellersee (Irrsee), und der Mondsee selbst. Der Mondsee wird von drei großen Zubringern gespeist, der Fuschlerache (Teileinzugsgebietsgröße 109 km^2), Zellerache (Teileinzugsgebietsgröße 37 km^2) und Wangauer Ache (Teileinzugsgebietsgröße 35 km^2). Landwirtschaftliche Nutzung findet ausschließlich als Grünland statt (39% der Einzugsgebietsfläche), nur einzelne Feldstücke werden ackerbaulich genutzt. Ungefähr 45% der Fläche stehen unter Waldnutzung, der Rest teilt sich auf in Siedlungsgebiet (7%) und Gewässer (9%). Die Bewirtschaftungsintensität im Einzugsgebiet ist mit meist weniger als 1,4 GVE im europäischen Kontext nicht sehr hoch (BOHNER und SCHINK, 2007).

Geologisch gesehen befindet sich das Einzugsgebiet am Rande des Einflusses der Eiszeitgletscher. Der Irrsee ist ein Grundmoränensee und wird im Norden von einer Endmoräne einer eiszeitlichen Gletscherzunge begrenzt. Der Mondsee liegt in einer tektonischen Störzone zweier geologischer Zonen Österreichs am Nordrand der

Alpen. Im südlichen Teil liegen die nördlichen Kalkalpen, wo auch das Einzugsgebiet des Fuschlsees liegt, im nördlichen Teil, dem größeren Bereich des Einzugsgebietes, befindet sich die Flyschzone mit ihren sanften Hügeln, in die das Einzugsgebiet des Irrsees eingebettet ist.

Generell können die Böden im gesamten Einzugsgebiet als nährstoffarm bezeichnet werden (BOHNER und SCHINK, 2007). In weiten Bereichen gibt es das Problem der Vernässung auf Moränenlagen, da eine direkte Infiltration ins Grundwasser durch feinkörnige Böden erschwert ist. Um eine Bewirtschaftung zu ermöglichen, wurden Teile des Einzugsgebietes drainiert. Die Ermittlung des Anteils der drainierten Flächen an der Gesamtfläche stellt ein größeres Problem dar, weil Aufzeichnungen dazu schwierig zu erhalten sind.

Das Untersuchungsgebiet weist im Durchschnitt (1981 - 1990) eine Juli-Temperatur von 16 bis 18 °C, eine Jänner-Temperatur von -3 bis 0 °C und eine Jahresmittel-Temperatur von 7 bis 9 °C auf (langjährige Durchschnittswerte der Station Mondsee liegen bei 8,3 °C). Der Jahresniederschlag beträgt ca. 1500 mm (Station Mondsee, 1961 - 1990). Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. In der Vegetationsperiode (April bis September) fallen etwa 54 bis 58% des Jahresniederschlages. Die Monate Juni, Juli und August sind im langjährigen Mittel am niederschlagreichsten; in den Monaten April, Oktober und November fallen die geringsten Niederschlagsmengen. Im Zeitraum 1981-1990 wurden 61 bis 116 Tage mit Schneebedeckung pro Jahr gezählt (HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 1994). Im Untersuchungswinter wurden ca. 85 Tage mit Schneebedeckung gezählt, wobei im Zeitraum vom 14.1.2005 bis 23.3.2005 eine geschlossene Schneedecke mit bis zu 60 cm Schneehöhe vorhanden war. Das Untersuchungsgebiet weist somit ein relativ kühles, niederschlagreiches, ozeanisch beeinflusstes Klima auf.

3. Methodik

Das Land Oberösterreich betreut im Einzugsgebiet drei Pegelmessstellen, an den Zubringern Zellerache, Fuschlerache und dem Abfluss des Mondsees, der Seeache. An den Pegelmessstellen der beiden Zubringer wurden automatische Proben-sammler aufgestellt, um zusätzlich zu den Wassermengen (zeitliche Auflösung 15 Minuten, gemittelt auf eine Stunde) zeitlich hochaufgelöste Wasserproben zu erhalten. Im Untersuchungszeitraum gab es täglich zumindest eine Messung der Phosphorkonzentration um 8:00 MEZ. Das Probenahmeintervall zwischen diesen täglichen Messungen lag je nach Wasserführung zwischen 3 und 8 Stunden. Um auch „normale“ Abflussverhältnisse zu erfassen, wurde der Untersuchungszeitraum auf spätere Ereignisse des Jahres 2005 ausgedehnt.

In Abb. 1 ist die Lage der beiden untersuchten Pegel und ihrer Einzugsgebiete dargestellt.

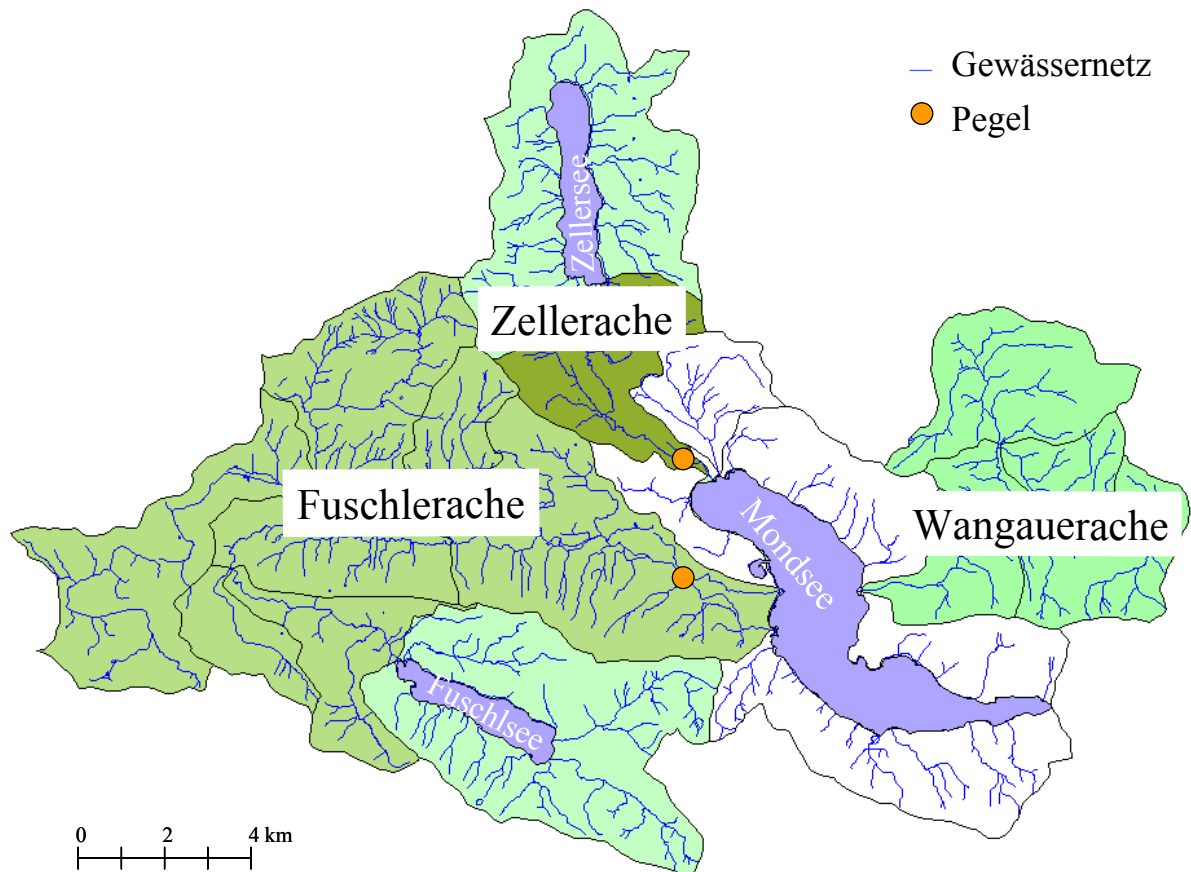


Abb. 1: Lage der Pegel mit automatischem Probensammler im Einzugsgebiet

Die erhaltenen Wasserproben wurden auf Gesamtphosphor (P) und Schwebstoffgehalt untersucht. P wurde mittels Molybdat-Schwefelsäure und Ascorbinsäure als Reduktionsmittel als Phosphor-Molybdänblau-Komplex analytisch bestimmt, nachdem kondensierte und organische Phosphorverbindungen durch Druckaufschluss mit Kaliumperoxodisulfat in Orthophosphate überführt worden waren (MEYNS et al., 1965). Die Schwebstoffgehalte wurden gravimetrisch nach Filtration durch ein Membranfilter mit einer Porengröße von 0,45 μm bestimmt (DIN 38409, 1987).

4. Ergebnisse und Interpretation

4.1 Beziehung Abfluss – Phosphor

Die Schneeschmelze 2005 fand ohne Niederschlagsereignis statt, allein die Sonneneinstrahlung und die höheren Tagestemperaturen begünstigten ein rasches Fortschreiten des Frühlings und brachten die geschlossene Schneedecke zum Schmelzen. Abb. 2 zeigt den zeitlichen Verlauf der Phosphorkonzentration und des Abflusses beginnend mit der Schneeschmelze 2005. Aufgrund der Schneeschmelze erhöhte sich die Konzentration von P im Vergleich zur gemessenen Konzentration von weniger als $0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ P}$ bei Basisabfluss stark. In der Fuschlerache erreichte die gemessene Konzentration sogar den 30-fachen Wert im Vergleich zum Basisabfluss. Aufgrund der hohen Abflussmengen war auch die Phosphorfracht in diesem Zeitraum sehr groß (POPE and MILLIGAN, 2002), da ja für die Berechnung der Fracht vor allem die Wassermenge den Hauptfaktor für hohe und niedrige Frachten darstellt (PREEDY et al., 2001). Die Ganglinien von Zellerache und Fuschlerache zeigten dabei nur geringe Unterschiede.

Die P-Konzentration erreichte ihren Scheitel bereits vor dem Eintreffen des Abflussmaximums. Ähnliche Ergebnisse werden bei vielen Untersuchungen festgestellt (JORDAN et al., 2005; BUCHMEIER, 2003). Für dieses Verhalten sind mehrere Ursachen denkbar. Einerseits kann eine Resuspension von P im ufernahen Bereich bzw. direkt im Flussbett erfolgen (McDOWELL and SHARPLEY, 2001), andererseits wird dieses Verhalten auch mit dem durch direkten Oberflächenabfluss induzierten schnellen Transfer von P während großer Ereignisse erklärt (IRVINE et al., 2002).

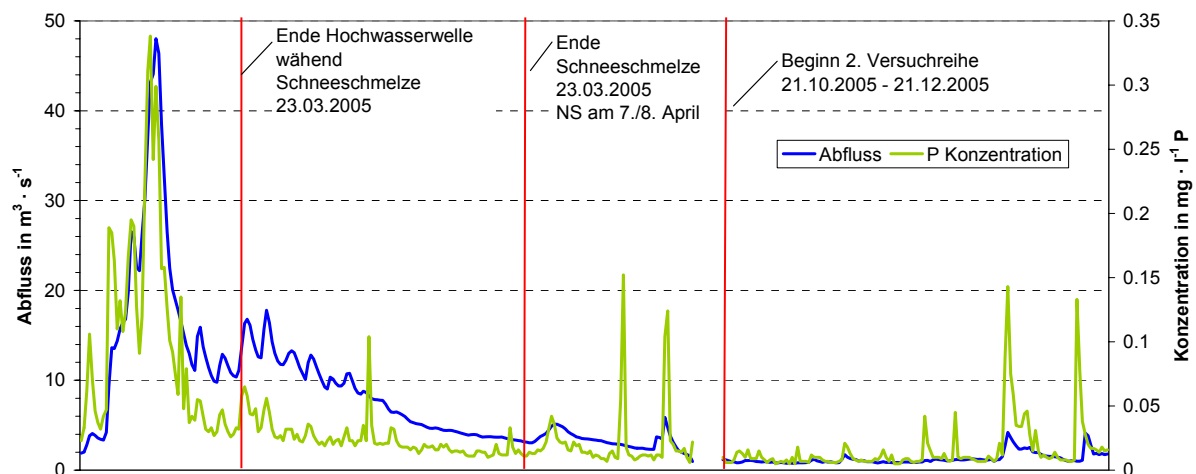


Abb. 2: Abflussganglinie (Stundenmittel) und Phosphorkonzentration der Fuschlerache während des Beobachtungszeitraumes

In weiterer Folge wurden die Abflusswerte gereiht, und den gereihten P-Konzentrationen gegenübergestellt. Fließen alle erhobenen Messwerte in diese Betrachtung ein, so ergibt sich generell ein exponentieller Zusammenhang zwischen den beobachteten Größen, der auch allgemein für die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Abfluss und Stofftransport Verwendung findet (JANSSON, 1995, COX et al., in press). Allerdings gibt es eine Reihe von Wertepaaren, die vor allem bei niedrigen Abflüssen hohe P-Konzentrationen aufweisen. Durch Ausschluss der während der Schneeschmelze gemessenen Werte ergibt sich ein einheitlicheres Bild (Abb. 3). Die an der Fuschlerache erhaltenen Ergebnisse weisen einen ähnlichen Zusammenhang auf.

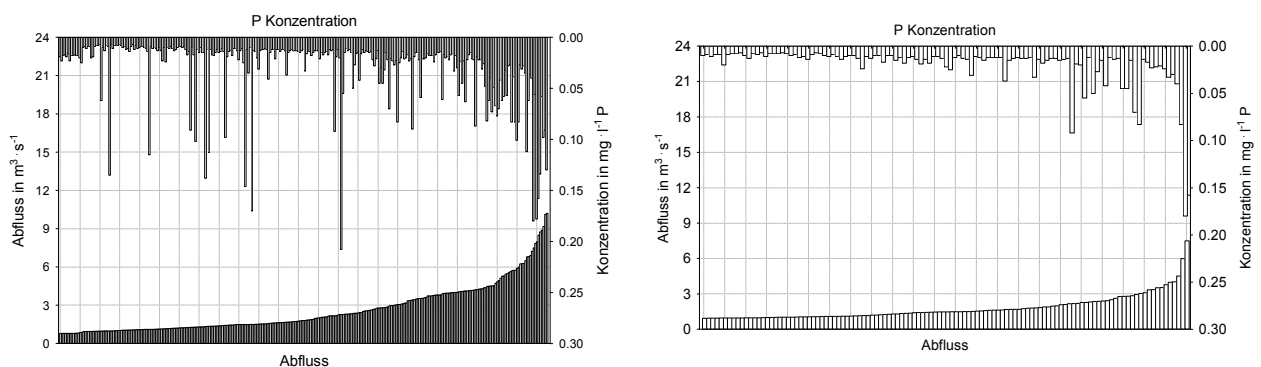


Abb. 3: Gereimte Abflusswerte und zugehörige Phosphorkonzentrationen der Zellerache; a) alle Messwerte, b) alle Messwerte ab 9.4.2005

Die Berechnung von Regressionen zwischen P und Abfluss (Q) an der Zellerache wurde mit verschiedenen Ansätzen überprüft. Sowohl für eine quadratische (Gleichung 1), als auch eine exponentielle Regression (Gleichung 2) ergaben sich aufgrund der großen Stichprobe zwar signifikante Zusammenhänge, die aber eine große Streuung aufwiesen. Bei Eliminierung aller Wertepaare, die während der Schneeschmelze gewonnen worden waren, verringerte sich die Unsicherheit der jeweiligen Beziehungen (Abb. 3), wobei sich für beide Regressionen Bestimmtheitsmaße um 0,7 ergaben. Aufgrund der Bedeutung der Schneeschmelze als hydrologisch wichtiges Ereignis wurden die während dieser Zeit gewonnenen Datenpaare aber nicht aus der weiteren Auswertung entfernt. Die Ermittlung von Stofffrachten über nichtlineare Regressionen kann nur dann korrekt vorgenommen werden, wenn Varianzhomogenität der verwendeten Datensätze vorliegt. Bei Daten, die die Beziehung zwischen Abfluss und der Konzentration eines bestimmten Stoffes beschreiben, ist das allerdings nur selten der Fall. Auch die hier verwendeten Datensätze weisen neben einer stark schiefen Verteilung keine Varianzhomogenität auf. Um diese Probleme zu umgehen, besteht die Möglichkeit, die Beziehung zwischen Abfluss und Stoffkonzentration nach einer logarithmischen Transformation in einer linearen Regression darzustellen (Gleichung 3). Allerdings sind die für eine lineare Regression ermittelten Residuen additive Elemente, während bei exponentiellen Regressionen die Residuen multiplikative Elemente darstellen

(JANSSON, 1995). Dies führt in der Regel zu einer groben Unterschätzung von Frachten, die über dieses Verfahren ermittelt wurden (ASSELMAN, 2000). Um diesen Fehler zu reduzieren wurde der von MILLER (1984) vorgeschlagene Korrekturfaktor $F = \exp(S^2/2)$ angewendet, wobei S die Varianz der Residuen der linearen Regression von Gleichung 3, bzw. Gleichung 6 darstellt. Mit diesem Faktor wurden die aus den jeweiligen Gleichungen erhaltenen Ergebnisse multipliziert. Zusätzlich zur Berechnung der Phosphorfrachten über Regressionsbeziehungen wurde eine Gruppierung von Abflusswerten vorgenommen, und den gruppierten Abflüssen durchschnittliche Phosphorkonzentrationen zugeordnet (Tab. 2). Auch dieses Verfahren wird häufig in der Literatur angewendet (QUILBÉ et al., 2006). Die Auswertung der Daten für die Fuschlerache wurde in analoger Weise zu den Ergebnissen der Zellerache vorgenommen.

Tab. 1: Parameterwerte der verwendeten Regressionsansätze für Zellerache und Fuschlerache; n = Anzahl der Datenpaare, r^2 = Bestimmtheitsmaß, F = Korrekturfaktor, P = Konzentration Gesamtphosphor in $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Q = mittlerer stündlicher Abfluss in $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$

Gewässer	Regression	n	r^2	F
Zellerache				
Gleichung 1	$P = 0,0192 - 0,0005 \times Q + 0,00120 \times Q^2$	295	0,25	-
Gleichung 2	$P = 0,0122 \times Q^{0,9081}$	295	0,24	-
Gleichung 3	$\ln P = -4,3880 + 0,6866 \times \ln Q$	295	0,33	1,21
Fuschlerache				
Gleichung 4	$P = 0,0093 + 0,0023 \times Q + 0,00009 \times Q^2$	362	0,68	-
Gleichung 5	$P = 0,0029 \times Q^{1,1911}$	362	0,67	-
Gleichung 6	$\ln P = -4,7443 + 0,6575 \times \ln Q$	362	0,60	1,17

Tab. 2: Gruppierte mittlere Stundenabflüsse (Q, in $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), zugehörige Phosphorkonzentrationen (P, in $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und Anzahl der für die Gruppierung verwendeten Werte (n) für Zellerache und Fuschlerache

ZELLERACHE			FUSCHLERACHE		
Q	P	n	Q	P	n
< 1	0,010	33	< 1	0,009	58
1,0 – 1,5	0,012	84	1 – 2	0,015	56
1,5 – 2,0	0,016	39	2 – 5	0,025	114
2,0 – 3,0	0,031	46	5 – 10	0,031	38
3,0 – 5,0	0,031	64	10 – 15	0,041	48
5,0 – 7,0	0,083	19	15 – 20	0,081	14
7,0 – 15,0	0,112	10	20 – 30	0,130	8
-	-	-	30 – 40	0,213	4
-	-	-	40 – 50	0,284	4

Um die einzelnen Modelle zu testen, wurden für den Zeitraum, vom 11.3.2005 - 4.5.2005 und 21.10.2005 - 21.12.2005 Frachtberechnungen für Fuschlerache und

Zellerache durchgeführt und den Messwerten gegenübergestellt (Tab. 3). Die Güte der Modellanpassung wurde außerdem durch eine lineare Regression zwischen Messwerten und Modellwerten geprüft. Eine Steigung von 1 zeigt dabei eine vollkommene Übereinstimmung zwischen dem jeweiligen Modellansatz und den Messwerten an (Abb. 4).

Wie aus Abb. 4 ersichtlich wird, ist für die Zellerache selbst im besten Fall noch immer eine systematische Unterschätzung der Messergebnisse von 23% festzustellen. Der Grund dafür liegt im Bereich der Frachtmengen ab ca. 10-15 kg·h⁻¹ P. Da diese Frachtspitzen aber nur sehr selten erreicht werden, ist die Auswirkung auf die Gesamtfracht des betrachteten Zeitraumes von 11.3.2005 - 4.5.2005 gering, wie eine Gegenüberstellung der gemessenen Frachten und der mit den verschiedenen Berechnungsansätzen errechneten Frachten für den Zeitraum 11.3.2005 - 4.5.2005 zeigt (Tab. 3).

Für die Fuschlerache wurde generell eine bessere Anpassung der Berechnungsansätze erzielt. Die Steigungen der Ausgleichsgeraden zwischen berechneten und gemessenen P-Frachten waren für die Fuschlerache für alle Modellansätze mit Ausnahme von Gleichung 6 nicht von 1 verschieden, was bedeutet, dass sie gleichwertig für eine Frachtberechnung herangezogen werden können. Trotz ihrer statistischen Unzulänglichkeiten liefern für den Zeitraum der Schneeschmelze alle verwendeten Modellansätze mit Ausnahme von Gleichung 3 und Gleichung 6 ähnliche Ergebnisse. Im Fall des Modellansatzes von Gleichung 3 und 6 zeigt sich, dass auch der verwendete Korrekturfaktor nicht in der Lage ist, die Unterschätzung der Frachten ausreichend zu korrigieren. Für den Beobachtungszeitraum Herbst 2005 zeigte sich an der Fuschlerache außerdem die schlechte Anpassung der Gleichung 5 an Bedingungen mit geringeren Abflüssen. Die Abflusssummen der beiden untersuchten Zeiträume betragen an der Fuschlerache 33105 m³ für den Frühling 2005 (11.3. - 4.5.) und 6813 m³ für den Herbst 2005 (21.10. - 21.12.).

Tab. 3: Phosphorfrachten (in kg P) von Fuschlerache und Zellerache, berechnet mit gemessenen Werten (P in mg·l⁻¹, mittlerer stündlicher Abfluss in m³·s⁻¹) und daraus abgeleiteten Beziehungen (Gleichungen 1-6, sowie gruppierte Werte aus Tab. 2)

Gewässer	11.3.2005 - 4.5.2005				
	gemessen	Gl. 1, 4	Gl. 2, 5	Gl. 3, 6	gruppiert
Zellerache	428	416	413	373	412
Fuschlerache	1897	1906	1913	1381	1881
21.10.2005 - 21.12.2005					
Zellerache	_*	_*	_*	_*	_*
Fuschlerache	88	71	24	63	73

*keine Messdaten vorhanden

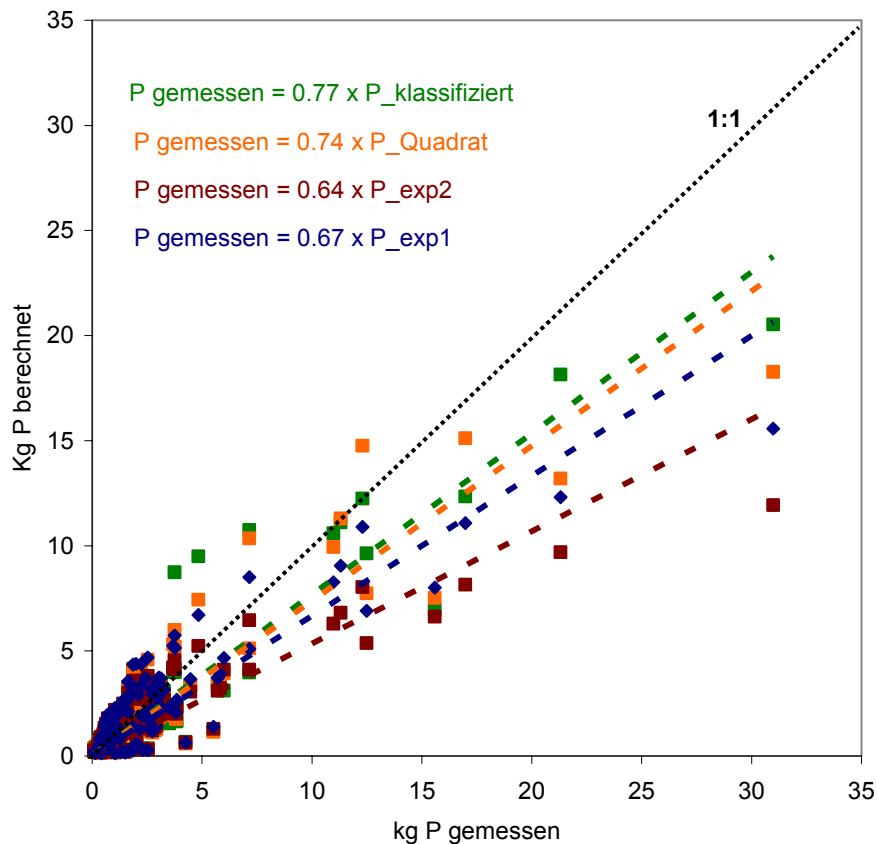


Abb. 4: Vergleich der gemessenen P Frachten mit den mit verschiedenen Berechnungsansätzen errechneten P Frachten für die Zellerache (P_Linear = lineare Regression; P_Gruppe = gruppierte P Konzentrationen; P_Quad = quadratische Regression) für die Zellerache; 1:1 = Linie perfekter Übereinstimmung

Berechnung jährlicher Phosphorfrachten

Nachdem die Berechnungsart der Gruppenbildung von Abflüssen für die beiden untersuchten Gewässer einen Vorteil im Vergleich zu den Frachtberechnungen über Regressionsbeziehungen ergab, wurde diese Methode zur Ermittlung langjähriger Phosphorfrachten herangezogen. Die Ergebnisse der Frachtberechnungen für die Jahre 1990 – 2005 sind in Tab. 4 und Tab. 5 angeführt.

Die Schwankungsbreite der monatlichen Nährstoffausträge in den Jahren 1990 - 2005 war beträchtlich, die durchschnittliche Differenz zwischen Maximalwert und Minimalwerte eines Monats lag bei 749 kg P für die Fuschlerache und bei 550 kg P für die Zellerache. Die langjährige mittlere Fracht der Fuschlerache betrug $6019 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1} \text{ P}$, oder umgelegt auf die gesamte Teileinzugsgebietsfläche inklusive dem Teil des Einzugsgebietes, der direkt in den Fuschlsee entwässert $0,55 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \text{ P}$. Für die Zellerache wurde eine langjährige mittlere Fracht von 1012 kg P oder

0,27 kg·ha⁻¹·a⁻¹ P ermittelt. Die Sommerhochwässer 2002 und 2005 waren nicht nur für die monatliche Fracht von Bedeutung, sondern trugen auch beträchtlich zur Jahresfracht bei. So wurde fast die Hälfte der Jahresfracht der Fuschlerache im August 2002 ausgetragen. Die monatliche Verteilung der Fracht (Tab. 4 und Tab. 5) zeigt auch die Bedeutung der Schneeschmelze für den Phosphortransport. In beiden Gewässern war der März der Monat mit der höchsten Monatsfracht. An der Zellerache war dieser Effekt im Vergleich zur Fuschlerache stärker ausgeprägt, ca. 40% der Gesamtfracht wurden in den Monaten Februar, März, April ausgetragen. Vergleicht man die Phosphorkonzentrationen im See (ACHLEITNER et al., 2007) mit den ausgetragenen Jahresfrachten, so zeigt sich für die beiden Jahre mit den höchsten P-Austrägen (1991, 2002) ein ähnliches Bild, nämlich ein Anstieg der P Konzentrationen noch im gleichen Jahr, gefolgt von einer weiteren Konzentrationserhöhung im Folgejahr. Folgt man dem von Vollenweider entwickelten Modell (VOLLENWEIDER, 1976), können kritische Werte für Phosphoreinträge berechnet werden. Für den Mondsee als oligotropher See gilt eine P-Konzentration im Seewasser von 10 mg·m⁻³ P als Schwellenwert und Übergang zu mesotrophem Zustand. Die maximale Phosphorfracht für den Mondsee beträgt daher 12 t·a⁻¹ P oder 0,50 kg·ha⁻¹·a⁻¹ P.

Tab. 4: Monatliche und jährliche Phosphorfrachten der Fuschlerache für die Jahre 1990 - 2005

Monatliche Fracht in kg P													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Σ
90	80	573	276	308	180	747	1160	57	232	181	367	235	4396
91	244	64	134	73	229	707	642	4493	59	44	101	2042	8833
92	174	261	1715	309	127	84	60	29	48	98	1785	429	5119
93	404	138	1022	415	97	130	1267	295	375	119	63	373	4695
94	544	187	561	2730	817	399	98	62	52	43	492	675	6659
95	335	440	502	1626	300	1434	224	400	1651	118	252	467	7749
96	143	51	156	218	427	263	347	160	1105	1109	239	174	4392
97	55	172	495	610	232	158	3324	581	48	364	118	508	6665
98	134	65	2526	286	92	326	314	124	356	294	878	619	6013
99	190	1972	1765	358	856	147	254	91	61	77	94	284	6148
00	527	887	1379	294	87	86	136	569	399	333	84	97	4878
01	131	254	547	495	125	600	260	128	1468	104	259	1180	5552
02	1049	420	1856	206	98	124	448	4278	434	443	1100	577	11033
03	528	157	363	131	122	47	47	24	257	413	57	64	2210
04	445	354	304	298	333	1300	337	164	238	179	173	75	4200
05	150	467	1790	607	1307	178	793	2101	174	65	35	98	7766
X	321	404	962	560	339	421	607	847	435	249	381	493	6019

Tab. 5: Monatliche und jährliche Phosphorfrachten der Zellerache für die Jahre 1990 bis 2005

Monatliche Fracht in kg P													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Σ
90	17	89	59	68	31	84	110	13	58	36	116	52	733
91	67	10	27	14	41	70	108	586	8	5	28	195	1160
92	80	110	266	112	35	9	7	5	10	31	237	174	1077
93	73	28	130	103	18	15	116	41	46	19	14	95	698
94	144	46	147	534	75	67	11	4	8	9	81	89	1214
95	111	128	135	291	88	145	57	54	197	19	54	102	1383
96	33	9	28	44	95	64	56	20	230	157	49	31	817
97	10	37	155	179	48	14	230	96	8	67	26	144	1014
98	39	15	386	66	17	26	69	17	56	73	249	93	1105
99	46	554	391	63	102	26	28	12	10	14	17	76	1338
00	102	249	340	80	15	12	18	72	56	68	16	23	1052
01	25	63	131	89	21	68	25	24	233	23	58	272	1031
02	144	126	329	30	13	19	9	411	65	87	251	83	1567
03	126	33	59	19	18	7	5	4	14	58	16	18	377
04	104	63	58	52	24	95	70	27	33	29	30	17	602
05	44	136	290	128	75	28	78	165	26	15	8	26	1020
\bar{X}	73	106	183	117	45	47	62	97	66	44	78	93	1012

4.2 Beziehung Abfluss - Schwebstoff

Die Berechnung der Schwebstofffrachten wurde in ähnlicher Weise wie für Phosphor durchgeführt. Eine erste Betrachtung der Beziehung zwischen Abfluss und Sedimentkonzentration zeigte ein der Phosphorkonzentration ähnliches Verhalten (Abb. 5). Deswegen wurden die gleichen Verfahren (quadratische Funktion, exponentielle Funktion, linearisierte exponentielle Funktion) auch zur Ermittlung der Schwebstoffkonzentration getestet (Tab. 6). Zusätzlich wurden mittlere Schwebstoffkonzentrationen auch für gruppierte Abflüsse berechnet (Tab. 7). Die mit verschiedenen Berechnungsansätzen ermittelten Schwebstofffrachten wurden den während des Messzeitraums gemessenen Frachten gegenübergestellt (Tab. 8).

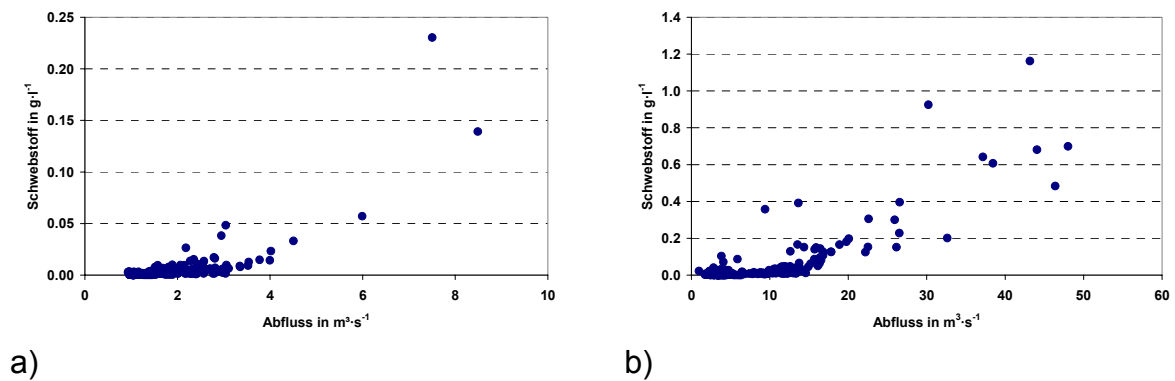


Abb. 5: Beziehung zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration für die Zellerache (a) und die Fuschlerache (b)

Tab. 6: Parameterwerte der verwendeten Regressionsansätze für Zellerache und Fuschlerache; n = Anzahl der Datenpaare, r² = Bestimmtheitsmaß, F = Korrekturfaktor, S = Konzentration Sediment in g·l⁻¹, Q = mittlerer stündlicher Abfluss in m³·s⁻¹

Gewässer	Regression	n	r ²	F
Zellerache				
Gleichung 7	$S = 0,0092 - 0,0063 \times Q + 0,0019 \times Q^2$	293	0,79	-
Gleichung 8	$S = 0,00065 \times Q^{2,3202}$	293	0,44	-
Gleichung 9	$\ln S = -6,7023 + 1,5309 \times \ln Q$	293	0,43	1,86
Fuschlerache				
Gleichung 10	$S = 0,00015 \times Q + 0,0004 \times Q^2$	207	0,76	-
Gleichung 11	$S = 0,0029 \times Q^{1,9162}$	207	0,76	-
Gleichung 12	$\ln S = -7,4962 + 1,6405 \times \ln Q$	207	0,58	1,75

Tab. 7: Gruppierte mittlere Stundenabflüsse (Q, in m³·s⁻¹), zugehörige Schwebstoffkonzentrationen (S, in g·l⁻¹) und Anzahl der für die Gruppierung verwendeten Werte (n) für Zellerache und Fuschlerache

ZELLERACHE			FUSCHLERACHE		
Q	S	n	Q	S	n
< 1	0,003	32	< 2	0,004	4
1,0 – 1,5	0,003	84	2 – 5	0,008	97
1,5 – 2,0	0,004	39	5 – 10	0,020	39
2,0 – 3,0	0,009	46	10 – 15	0,040	47
3,0 – 5,0	0,014	63	15 – 20	0,114	15
5,0 – 7,0	0,028	19	20 – 30	0,232	8
> 7,0	0,120	10	30 – 40	0,594	4
-	-	-	> 40	0,756	4

Tab. 8: Schwebstofffrachten (in t) von Fuschlerache und Zellerache im Zeitraum 16.3.2005 - 4.5.2005, berechnet mit gemessenen Werten (in $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, mittlerer stündlicher Abfluss in $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) und daraus abgeleiteten Beziehungen (Gleichungen 7-12, sowie gruppierte Werte aus Tab. 2)

Gewässer	gemessen	Gl. 7, 10	Gl. 8, 11	Gl. 9, 12	gruppiert
Zellerache	255	233	227	202	240
Fuschlerache	3547	3564	3610	2698	3543

Obwohl die berechneten Schwebstofffrachten für den Beobachtungszeitraum gut mit den gemessenen Frachten übereinstimmen, zeigt sich doch bei einer Gegenüberstellung der mit dem jeweiligen Modell errechneten Einzelwerte mit den Messwerten eine systematische Unterschätzung der Fracht, ähnlich der bereits bei der Ermittlung der Phosphorfracht festgestellten Problematik besonders für hohe Abflüsse.

4.2.1 Berechnung jährlicher Schwebstofffrachten

Basierend auf den Ergebnissen der Frachtberechnung für den analytisch erfassten Zeitraum des Jahres 2005 wurde für die Jahre 1990 - 2005 eine Berechnung der jährlichen Schwebstofffrachten durchgeführt. Wie schon für die Berechnung der Phosphorfracht wurde auch die jährliche Schwebstofffracht über die gruppierten mittleren stündlichen Abflüsse und die dabei auftretenden mittleren Schwebstoffkonzentrationen ermittelt. Die Ergebnisse dieser Berechnung sind in Tab. 9 und Tab. 10 dargestellt. Auch für die Schwebstofffracht zeigt sich die starke Varianz der ausgetragenen Mengen. Auf Flächeneinheiten umgelegt gelangten im Mittel der untersuchten Jahre $0,84 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Sediment durch die Fuschlerache und $0,12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Sediment durch die Zellerache in den Mondsee. Auch hier wurde als Einzugsgebietsgröße das gesamte Teileinzugsgebiet definiert, also auch jene Flächen, die in den jeweiligen See entwässern.

Tab. 9: Monatliche und jährliche Sedimentfrachten der Fuschlerache für die Jahre 1990 - 2005

Monatliche Fracht in t													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Σ
90	25	953	139	166	61	1291	2087	16	129	92	228	113	5300
91	111	18	49	20	96	1363	1168	11261	16	12	36	4907	19057
92	64	151	3377	144	40	30	17	10	18	50	3723	306	7930
93	378	43	1744	294	29	49	2452	172	239	40	17	299	5757
94	500	66	434	5855	1417	282	30	23	15	14	627	1081	10343
95	194	266	377	3074	186	2593	88	495	3490	39	108	519	11427
96	44	14	74	85	386	191	270	64	1770	2064	100	56	5118
97	15	103	359	746	103	92	7403	942	13	275	48	442	10542
98	41	19	5524	129	27	473	181	41	276	161	1146	837	8857
99	90	4557	2891	203	1407	49	191	26	17	22	34	135	9621
00	760	899	1694	139	26	28	58	795	470	293	24	32	5218
01	40	128	376	363	39	896	351	61	2728	32	207	2119	7341
02	1971	344	3827	98	31	91	951	10466	555	301	1425	637	20696
03	479	50	251	40	46	14	18	9	396	437	16	18	1774
04	530	270	156	137	241	2392	262	67	152	68	63	21	4359
05	61	526	3527	773	2467	79	1142	4703	78	23	11	30	13417
\bar{X}	331	525	1550	767	413	619	1042	1822	647	245	488	722	9172

Tab. 10: Monatliche und jährliche Sedimentfrachten der Zellerache für die Jahre 1990 - 2005

Monatliche Fracht in t													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Σ
90	5	35	17	20	8	27	35	4	17	10	36	14	227
91	18	3	8	4	11	26	61	489	3	2	8	116	748
92	24	35	131	31	9	3	2	1	3	9	115	68	431
93	23	8	43	30	5	4	38	11	12	6	4	29	212
94	47	12	45	334	21	20	3	1	2	3	26	28	543
95	34	36	42	140	26	46	15	18	110	5	15	43	532
96	9	3	8	12	31	19	16	6	116	74	14	8	314
97	3	11	53	78	13	4	123	31	2	20	8	47	392
98	10	5	258	18	5	8	19	5	17	23	97	29	493
99	13	501	259	17	31	7	9	3	3	4	5	22	875
00	36	88	157	25	4	4	5	32	19	19	5	7	402
01	7	18	40	25	6	21	7	7	123	7	18	152	431
02	54	52	199	8	4	6	3	301	23	26	115	28	818
03	40	9	17	5	5	2	2	1	4	18	5	5	113
04	36	18	16	14	7	31	32	8	10	8	9	5	193
05	13	54	170	67	22	8	25	83	7	4	2	7	462
\bar{X}	23	55	91	52	13	15	25	63	29	15	30	38	449

5. Schlussfolgerungen

Bezieht man die ermittelten Phosphorfrachten auf die Fläche des jeweiligen gesamten Teileinzugsgebietes, zeigt sich, dass sich die ausgetragenen Mengen für Fuschlerache und Zellerache ungefähr um den Faktor zwei unterscheiden. Die

Schwebstofffrachten variieren allerdings um den Faktor 6-7. Diese Unterschiede lassen sich durch ein unterschiedliches Abflussregime nicht erklären, da die durchschnittliche Abflussspende beider Gewässer im Zeitraum 1990 - 2005 bei 1100 mm lag. Ein typisches Erklärungsmuster für unterschiedliche Schwebstofffrachten liegt im Ausmaß der Erosionsgefährdung eines Einzugsgebietes. Nachdem die Landnutzung der beiden Einzugsgebiete aber praktisch ausschließlich durch Grünlandwirtschaft geprägt ist, fällt eine Interpretation der Ergebnisse in diese Richtung schwer. Allerdings ist das geologische Ausgangsmaterial der betrachteten Einzugsgebiete unterschiedlich (Fuschlerache - Flysch, Zellerache - Quartär), woraus sich unterschiedliche Bedingungen für die Bodenbildung ableiten lassen, die eine weitere Erklärungsmöglichkeit für das unterschiedliche Austragsverhalten bietet. Betrachtet man den durchschnittlichen Phosphorgehalt des ausgetragenen Sediments, zeigt sich, dass das Sediment der Fuschlerache $677 \text{ mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sediment enthält, während der Phosphorgehalt des Sediments der Zellerache bei $2244 \text{ mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$ Sediment liegt. Dies kann ebenfalls als Hinweis auf einen möglichen unterschiedlichen Austragspfad in diesen Gewässern gelten und sollte weiter abgeklärt werden.

Der flächenbezogene Stoffaustrag wurde bisher auf die gesamte Fläche des jeweiligen Teileinzugsgebietes bezogen. Unter der Annahme, dass sowohl Fuschlersee als auch Zellersee als Stoffsenke fungieren und der Austrag aus dem See im Vergleich zum Eintrag gering ist, können die jeweiligen Stofffrachten auf das Teileinzugsgebiet beginnend ab dem jeweiligen Auslass bezogen werden. Damit verringert sich die Teileinzugsgebietsgröße für die Fuschlerache auf 87 km^2 , die Zellerache besitzt dann nur mehr ein Teileinzugsgebiet von 11 km^2 . Dadurch ergeben sich für die Berechnung des Stoffaustrags erhebliche Unterschiede, vor allem für die Zellerache, die durch diese Berechnungsmethode mehr als 60% ihrer Einzugsgebietsfläche verliert. Der Phosphoraustrag im Teileinzugsgebiet der Fuschlerache erhöht sich dadurch auf $0,92 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P und auch die Sedimentfracht beträgt nun $0,41 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Im Bereich der Fuschlerache fallen die Unterschiede aufgrund des geringeren Größenunterschiedes zwischen den Betrachtungsvarianten Einzugsgebiet mit Seeinfluss bzw. Einzugsgebiet ohne Seeinfluss nicht so deutlich aus.

Eine Abschätzung des Gesamteintrags in den Mondsee wurde hier noch nicht vorgenommen. Wir meinen, dass die hier erhaltenen Ergebnisse aber als Grundlage für eine solche Berechnung verwendet werden können.

6. Literaturverzeichnis

- ACHLEITNER, D., H. GASSNER und A. JAGSCH, 2007: Die limnologische Langzeitentwicklung des Mondsees und Irrsees. Schriftenreihe BAW, 26, 3-17.
- ASSELMAN, N.E.M., 2000: Fitting and interpretation of sediment rating curves. J. Hydrology, 234, 228-248.
- BOHNER, A. und M. SCHINK, 2007: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. Schriftenreihe BAW, 26, 34-50.

- BUCHMEIER, G., 2003: Nährstoffeinträge und ihre Auswirkungen auf den Waginger-Tachinger See: Untersuchungsjahre 2001/2002. Wasserwirtschaftsamt Traunstein.
- COX, N.J., J. WARBURTON, A. ARMSTRONG and V.J. HOLLIDAY (in press): Fitting concentration and load rating curves with generalized linear models. *Earth Surface Processes and Landforms*, DOI: 10.1002/esp1523.
- DIN 38409, 1987: Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2).
- HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 1994: Die Niederschläge, Schneesverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1981-1990. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 529 S.
- IRVINE, K., B. COULTER, C. COXON, K. DALY, D. JEFFREY, G. GIELY, I. KURZ, P. MILLS, G. MORGAN and H. TUNNEY, 2002: Exports of phosphorus loads from grassland catchments in the Republic of Ireland. In: Diffuse phosphorus losses at the catchment scale, B. Kronvang (ed.), COST-Action 832 - Quantifying the agricultural contribution to eutrophication, ALTERRA, Wageningen, The Netherlands, 27-31.
- JANSSON, M.B., 1995: Estimating a sediment rating curve of the Reventazón river at Palomo using logged mean loads within discharge classes. *J. Hydrology*, 183, 227-241.
- JORDAN, P., J. ARNSCHEIDT, H. MCGROGAN and S. MCCORMICK, 2005: High-resolution phosphorus transfers at the catchment scale, the hidden importance of non-strom transfers. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(6), 685-691.
- McDOWELL, R.W. and A.N. SHARPLEY, 2001: A comparison of fluvial P chemistry in relation to location and potential to influence stream P concentrations. *Aquatic Geochemistry*, 7, 255-265.
- MEYNS, RIBI und ILLI, 1965: EAWAG - Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, CH-8600 Dübendorf.
- MILLER, D.M., 1984: Reducing transformation bias in curve fitting. *Am.Stat.*, 38(2), 124-126.
- POPE, L.M. and C.R. MILLIGAN 2002: Sources and concentrations of phosphorus in the Cheney reservoir watershed, South Central Kansas. USGS Fact Sheet 010-02, March 2002.
- PREEDY, N., K. MCTIERNAN, R. MATTHEWS, L. HEATHWAITE and P.M. HAYGARTH, 2001: Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. *J. Environ. Qual.* 30, 2105-2112.
- QUILBÉ, R., A.N. ROUSSEAU, M. DUCHEMIN, A. POULIN, G. GANGBAZO and J.P. VILLENEUVE, 2006: Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Quebec, Canada). *J. Hydrology*, 326, 295-310.
- SHARPLEY, A.N., 1980: The effect of storm interval on transport of soluble phosphorus in runoff. *J. Environ. Qual.* 9, 575-578.
- VOLLENWEIDER, R., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33, 53-83.

Autoren:

Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauss¹ und Dipl.-Ing. Dr. Barbara Staudinger²

¹Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt,
3252 Petzenkirchen, Pollnbergstraße 1, Österreich

²Hydrographischer Dienst Salzburg, Land Salzburg, Postfach 527, 5010 Salzburg, Österreich



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen
Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors

A. Bohner und M. Schink

Zusammenfassung

Im Zeitraum 2004 bis 2006 wurde im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees der Phosphor- und Kalium-Versorgungszustand der landwirtschaftlich genutzten Böden in der obersten Bodenschicht von 0-10 cm erhoben. Die Bodenuntersuchungen konzentrierten sich aufgrund der großen flächenmäßigen Verbreitung auf das Dauergrünland; insgesamt wurden 726 Bodenproben analysiert. Primäres Ziel war, einen Überblick über den Phosphor-Versorgungszustand der landwirtschaftlich genutzten Oberböden im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees zu gewinnen und daraus das Phosphor-Verlustrisiko infolge Erosion, Abschwemmung und Auswaschung abzuschätzen. Die im Boden unterschiedlich verfügbaren Phosphor-Anteile wurden mit der CAL-Methode und mit der Wasser-Extraktionsmethode ermittelt. Die Ergebnisse der Bodenanalysen belegen sehr niedrige Gehalte an CAL-löslichem Phosphor unter Dauergrünland. Der Großteil der untersuchten Grünlandböden fällt nach den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) in die Gehaltsstufe A. Daher ist der tatsächliche und mögliche Phosphor-Eintrag aus den Grünlandböden in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer bei standortangepasster, ökologisch nachhaltiger Grünlandbewirtschaftung, sachgerechter Düngung und durchschnittlichen Niederschlagsereignissen gering. Die hohen jährlichen Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet begünstigen allerdings insbesondere im stärker reliefierten Gelände bei verdichteten Oberböden den Oberflächenabfluss und somit den Phosphor-Eintrag in die Gewässer durch Abschwemmung.

Results of the soil analyses in the catchment of Mondsee and Irrsee with special regards to phosphorus

Summary

Over three years (from 2004 to 2006) the phosphorus and potassium status of the topsoil (0-10 cm of soil depth) in the catchments of lake Mondsee and lake Irrsee was investigated. Soil samples were taken mainly from grasslands, because in the study area this land-use pattern is prevailing. A total of 726 soil analyses have been conducted. The primary aim of this study was to get information about the phosphorus status of the topsoil in order to assess the risk of phosphorus losses from agricultural used soils by soil erosion, surface runoff, and leaching. The pools of various forms of phosphorus in the topsoil were determined by the calcium-acetate-lactate method (CAL-method) and by the water extraction method. Most of the grassland soils investigated reveal very low contents of CAL-soluble

phosphorus. According to the Austrian guideline for an appropriate manure application they have to be classified as phosphorus-deficient grassland soils. In conclusion, because of the frequently very low contents of CAL-soluble phosphorus in the topsoil, it can be assumed, that the actual and potential losses of phosphorus from the grassland soils to the groundwater and to the surface water are rather low if the grasslands are used in a sustainable, site adapted way and if rainfall is not extraordinary intensive. But the high amounts of annual precipitation in the study area favours especially on steeper slopes with compacted topsoils phosphorus losses by surface runoff.

1. Einleitung

Der Mondsee und Irrsee befinden sich noch immer in einem oligo-mesotrophen Zustand und der gewünschte oligotrophe Gewässerzustand wurde bisher noch nicht erreicht (GASSNER et al., 2002). Für die Eutrophierung der Gewässer ist in erster Linie der Phosphor verantwortlich (KUMMERT & STUMM, 1989). In den Einzugsgebieten eutrophierungsgefährdeter Gewässer muss daher versucht werden, die Phosphor-Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen zu verringern. Für alle anderen Einzugsgebiete gilt es Maßnahmen zu setzen, welche ein Ansteigen dieser Phosphor-Einträge nachhaltig verhindern. Aus landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgt der Phosphor-Eintrag durch Erosion, Abschwemmung und Auswaschung (BRAUN et al., 1991; GÄCHTER et al., 1996). Die Phosphor-Verluste werden sowohl vom Wasserhaushalt (insbesondere Niederschlagsmenge und -intensität), von der Parzellentopographie (insbesondere Hangneigung und Hanglänge) und von den Bodeneigenschaften (insbesondere Phosphor-Gehalt, pH-Wert, Redoxpotential, Gründigkeit, Textur, Struktur) als auch von der Art der Bewirtschaftung (Wiese, Weide, Mähweide, Acker, Garten), von der Intensität der Nutzung (Anzahl der Schnitte oder Weidegänge pro Jahr) sowie von der Art und vom Ausmaß der Bewirtschaftungsmaßnahmen (insbesondere Menge, Häufigkeit, Art und Zeitpunkt der Düngung) im Einzugsgebiet der Gewässer bestimmt (FROSSARD et al., 2004). Die Phosphor-Einträge in die Gewässer aus landwirtschaftlich genutzten Böden nehmen generell mit steigenden Phosphor-Gehalten im Boden zu (MEISSNER et al., 1992). Um die tatsächlichen und möglichen Phosphor-Einträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung qualitativ beurteilen zu können, sind zunächst einmal Kenntnisse über den Phosphor-Gehalt der landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet von Seen erforderlich. Anschließend können wirksame Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor-Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden in die Gewässer sowie Maßnahmen, welche ein Ansteigen dieser Phosphor-Einträge nachhaltig verhindern, ausgearbeitet werden.

Mit der vorliegenden Studie werden primär folgende Ziele verfolgt:

- Beurteilung des Phosphor-Versorgungszustandes der landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr der Gewässer;
- Analyse des Einflusses verschiedener Bewirtschaftungsarten, Nutzungsintensitäten und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Phosphor-Gehalt im Boden;
- Beurteilung des Phosphor-Eintragspotentials aus landwirtschaftlich genutzten Böden in die Seen und ihre Zuflüsse infolge Erosion, Abschwemmung und Auswaschung;
- Bereitstellung von Bodenanalysedaten für Düngeempfehlungen an die Landwirtinnen und Landwirte;
- Bereitstellung von Daten und Informationen für die Schulung und Beratung der Landwirtinnen und Landwirte mit dem Ziel, die Wasserqualität des Mondsees und Irrsees weiter zu verbessern, gleichzeitig aber auch die Lebensmittelproduktion in der Seenregion zu optimieren;
- Schaffung von Grundlagen für die Entwicklung von regionalen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität des Mondsees und Irrsees.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst das Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees. Dem Untersuchungsgebiet gehören 17 Gemeinden aus den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg an. Der Mondsee liegt in einer Seehöhe von 481 m; der Irrsee befindet sich in einer Seehöhe von 553 m. Der südliche Teil des Untersuchungsgebietes gehört tektonisch zu den Nördlichen Kalkalpen. Hier dominieren verschiedene Kalke und Dolomite. Der Großteil des Untersuchungsgebietes befindet sich in der Flyschzone. Hier sind Sandsteine, Siltsteine und verschiedene Mergel die wichtigsten Gesteinsarten. Das Untersuchungsgebiet wird von zwei unterschiedlichen Landschaftstypen geprägt. Während in den Nördlichen Kalkalpen aus Karbonatgesteinen aufgebaute isolierte Bergstöcke vorherrschen, ist die Flyschzone geomorphologisch vorwiegend durch eine flachwellige Hügellandschaft charakterisiert (OBERHAUSER, 1980). Das heutige Landschaftsbild ist das Ergebnis der pleistozänen Vergletscherung und der postglazialen Ablagerungen. Fluvioglaziale Sedimente sind daher im Untersuchungsgebiet vor allem in den Tallagen weit verbreitet, und somit an der Bodenbildung wesentlich beteiligt. Die Bodentypen sind im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees sehr vielfältig; am häufigsten und am weitesten verbreitet sind Braunerden, Kalkbraunlehme, Rendzinen und Ranker, Auböden, Pseudogleye und Gleye sowie Anmoore und Niedermoore. Eine klimatische Charakterisierung des Einzugsgebietes findet sich bei STRAUSS & STAUDINGER (2007). Insbesondere die hohen jährlichen Niederschlagsmengen steigern die Gefahr für erhöhte Phosphor-Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden in die Gewässer. Das Klima in der Seenregion begünstigt die Grünlandwirtschaft und die Viehzucht. Im

Untersuchungsgebiet ist daher der überwiegende Teil der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche Dauergrünland, während der Ackerbau flächenmäßig eine geringe Bedeutung hat. Das Dauergrünland wird von Mähwiesen und Mähweiden dominiert. Die Mähwiesen werden zum Großteil drei- bis viermal pro Jahr gemäht und auf den Mähweiden finden meist drei bis vier Nutzungen pro Jahr statt. Gedüngt wird nahezu ausschließlich mit hofeigenem Wirtschaftsdünger (Rindergülle, Rindermist); eine mineralische Ergänzungsdüngung kommt nicht besonders häufig vor. Der Rinderbesatz liegt meist unter 1,4 GVE pro Hektar und ist damit – nach europäischen Maßstäben gemessen – nicht sehr hoch. Kraftfutter wird im Seengebiet in geringem Maße eingesetzt.

3. Material und Methoden

In den Jahren 2004, 2005 und 2006 wurden im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees insgesamt 726 Bodenproben für chemische Analysen aus dem Oberboden (0-10 cm Bodentiefe) gezogen. Die Probenahme wurde größtenteils vor der Düngung im Herbst und nur vereinzelt im Frühjahr oder zwei bis drei Wochen nach einer Düngegabe in Form einer repräsentativen Mischprobe durchgeführt. Die Auswahl der Beprobungsflächen und die Bodenprobenahme gemäß ÖNORM L 1056 (Probenahme von Dauergrünland) erfolgten – nach einer Einschulung – durch die Landwirte und landwirtschaftlichen Berater. Aufgrund der großen flächenmäßigen Verbreitung wurde vor allem Dauergrünland beprobt. Untersucht wurden Dauerwiesen (n = 510), Mähweiden (n = 169), Dauerweiden (n = 10), Ackerflächen und Gartenbeete (n = 15) sowie Naturschutzflächen (n = 5). Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, homogenisiert und bei 2 mm Maschenweite gesiebt. Die Analysemethoden richteten sich nach der jeweiligen ÖNORM (pH-Wert in einer 0,01 M CaCl₂-Lösung gemäß ÖNORM L 1083; elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch gemäß ÖNORM L 1092; Phosphor und Kalium mit der CAL-Methode gemäß ÖNORM L 1087; wasserlöslicher Phosphor-Gehalt gemäß ÖNORM L 1092).

Aufgrund der speziellen Problemstellung (Seen-Eutrophierung) wurden die Bodenanalysen auf den Phosphor fokussiert. Die in Österreich übliche Routineuntersuchungsmethode für Phosphor ist die Calcium-Acetat-Lactat-Methode (CAL-Methode). Im Rahmen der routinemäßigen Bodenuntersuchung zur Beurteilung der Nährstoffsituation wird in Österreich bei Dauergrünland nur der Oberboden (0-10 cm) beprobt. Somit können die Phosphor-Gehalte der untersuchten Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit den Gehaltsklassen und Versorgungsstufen gemäß den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) verglichen und dementsprechend interpretiert werden. Außerdem ist dadurch auch ein Vergleich mit den Grünlandböden aus anderen Regionen Österreichs möglich. Aufgrund dieser einfachen Routineuntersuchungen können Phosphor-Austräge mit dem Sickerwasser aus landwirtschaftlich genutzten Böden allerdings nicht quantifiziert werden. Dazu wären umfangreiche Lysimeterversuche notwendig. Unter der Annahme, dass Böden mit einem hohen Gehalt an CAL- und wasserlöslichem Phosphor im Oberboden in der

Regel auch ein größeres Phosphor-Verlustrisiko aufweisen, ist eine qualitative Beurteilung der Eutrophierungsgefährdung von aquatischen Ökosystemen durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung aber möglich.

Die unterschiedlich verfügbaren Phosphor-Anteile im Boden wurden mit zwei verschiedenen Phosphor-Bestimmungsmethoden charakterisiert. Die landwirtschaftliche Referenzmethode in Österreich und in Bayern für die Bestimmung des Phosphor-Gehaltes im Boden ist die CAL-Methode. Mit dieser chemischen Extraktionsmethode wird der CAL-lösliche Phosphor-Pool im Boden erfasst. Damit kann der „Kapazitätsfaktor“ annähernd ermittelt werden. Mit der CAL-Extraktion ist in erster Linie eine qualitative Beurteilung des Phosphor-Versorgungszustandes von Böden möglich; quantitative Angaben wie beispielsweise die Höhe der mineralischen Phosphor-Ergänzungsdüngung oder Aussagen zur Phosphor-Verfügbarkeit für Pflanzen sind hingegen problematisch. Außerdem muss berücksichtigt werden, dass die CAL-Methode die Phosphor-Verfügbarkeit in Böden mit hohem CaCO_3 -Gehalt erheblich unterschätzt (ZORN & KRAUSE, 1999). Mit der Messung des Phosphor-Gehaltes im Wassereextrakt wird der „Intensitätsfaktor“ festgestellt. Die Extraktion mit Wasser liefert Informationen über die Menge an wasserlöslichem und damit leicht mobilisierbarem bzw. sofort auswaschbarem Phosphor im Boden.

Die Art der Bewirtschaftung, die Intensität der Nutzung sowie die Art und das Ausmaß der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Beprobungsfläche wurden befragt. Die Datenauswertung erfolgte mittels Beschreibender Statistik und einfachen Regressionsanalysen. Für alle Analyseergebnisse sind das arithmetische Mittel und der Variabilitätskoeffizient angegeben.

4. Ergebnisse

Der Großteil der untersuchten Böden befindet sich in den obersten 10 cm im ökologisch günstigen Silikat-Pufferbereich (pH CaCl_2 : 6.2 - 5.0); ein nennenswerter Anteil gehört auch dem Karbonat-Pufferbereich (pH CaCl_2 : > 6.2) und dem Austauscher-Pufferbereich (pH CaCl_2 : 5.0 - 4.2) an (Abb. 1). In carbonathaltigen Böden im Karbonat-Pufferbereich verzeichnen mineralische Phosphor-Dünger vom Typ der weicherdigen Rohphosphate (Hyperphosphat) wegen des hohen pH-Wertes, der großen Säureneutralisationskapazität und der hohen Calcium-Aktivität in der Bodenlösung eine sehr niedrige Auflösungsgeschwindigkeit. Hyperphosphat löst sich im Boden umso besser, je niedriger der pH-Wert, je kalkärmer der Boden und je feuchter der Standort ist. Die Grünlandböden im Austauscher-Pufferbereich haben bereits einen Kalkbedarf; eine Aufkalkung ($\text{pH-Ziel im Grünland}$: 5.0 - 6.2) ist sinnvoll.

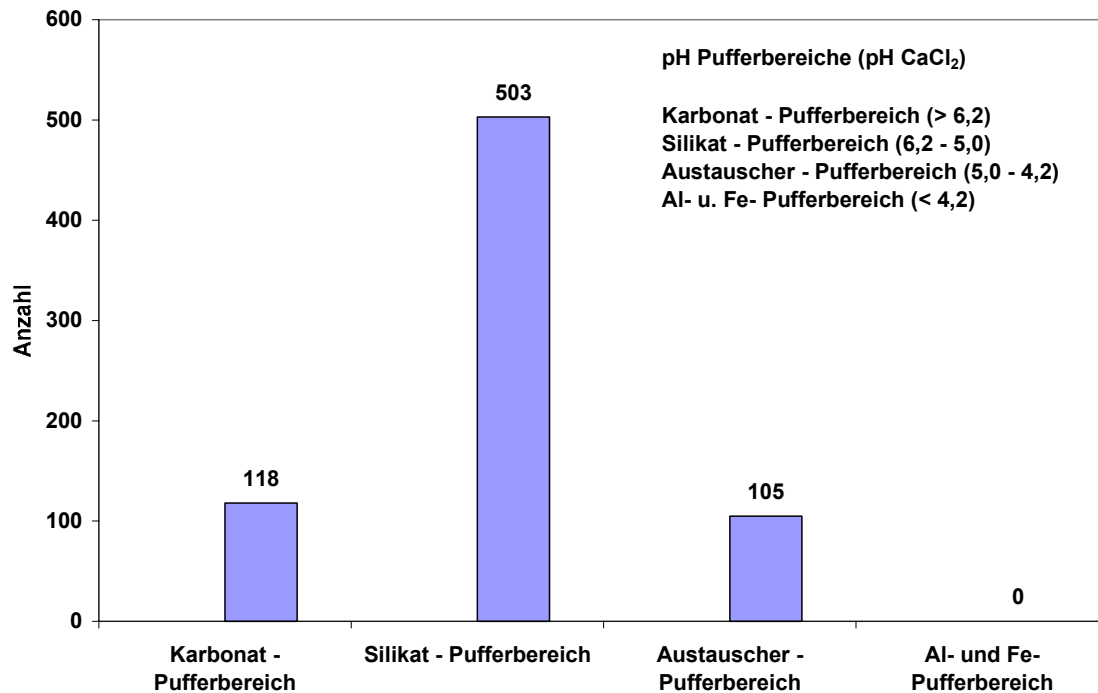


Abb. 1: pH-Werte (pH CaCl₂) der untersuchten Böden (n = 726) in der Bodentiefe 0-10 cm

Der Großteil der untersuchten Böden fällt hinsichtlich des Gehaltes an CAL-löslichem Phosphor in die Gehaltsstufe A (sehr niedrige Phosphor-Gehalte) (Abb. 2). Vor allem die Grünlandböden sind im Oberboden – beurteilt nach den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) – meist sehr schlecht mit CAL-löslichem Phosphor versorgt (Abb. 4). Auch HEINZLMAIER et al. (2005) und BOHNER & EDER (2006) mussten in anderen österreichischen Landschaftsräumen den Großteil ihrer untersuchten Grünlandböden der Gehaltsstufe A zuordnen. Ein hoher Anteil an ungenügend mit CAL-löslichem Phosphor versorgten Grünlandböden dürfte somit kein Unikum des Untersuchungsgebietes sein. Eine Überprüfung der zur Zeit gültigen Gehaltsklassen-Einstufung für den CAL-löslichen Phosphor-Gehalt von Grünlandböden gemäß den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) ist daher notwendig. Deutlich günstiger ist die Versorgung der Böden mit CAL-löslichem Kalium; die Mehrheit der untersuchten Böden befindet sich in der Gehaltsstufe C (ausreichende Kalium-Gehalte) (Abb. 3).

Der Phosphor-Gehalt im Oberboden ist stark von der Art der Bewirtschaftung abhängig. Die Acker- und Gartenböden sind im Durchschnitt deutlich besser mit CAL- und wasserlöslichem Phosphor versorgt als die Grünlandböden (Abb. 4, 5). Vor allem Gartenböden sind in den obersten 10 cm häufig mit Phosphor stark überdüngt; CAL-lösliche Phosphor-Gehalte bis 389 mg pro kg Feinboden wurden gemessen.

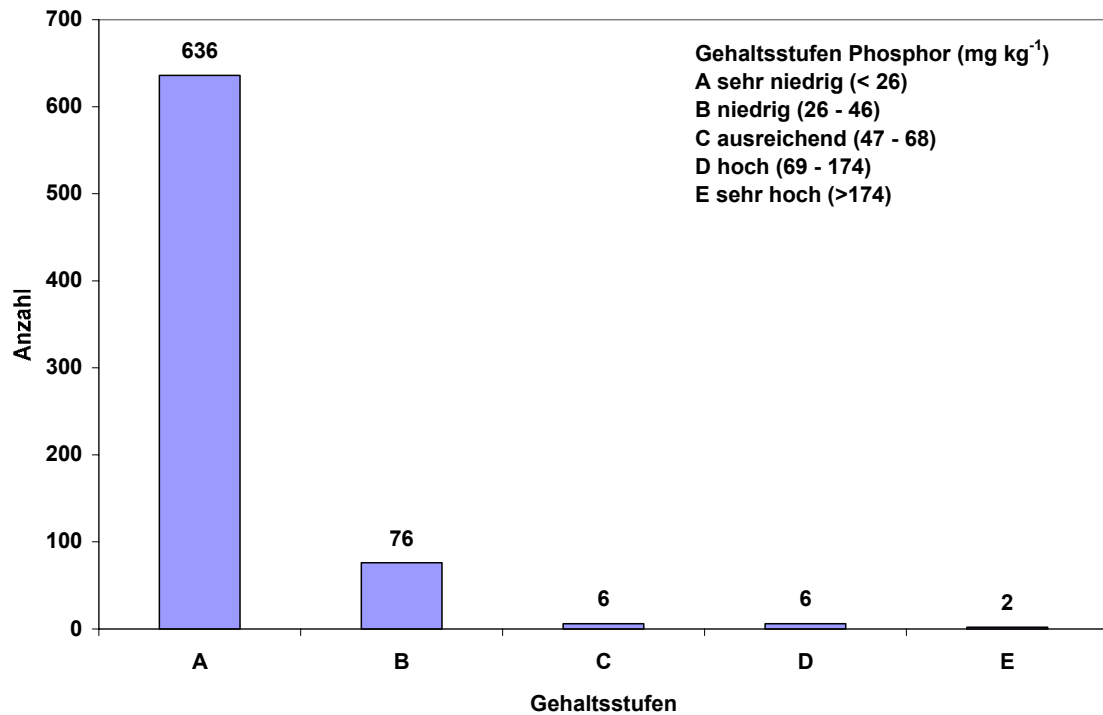


Abb. 2: Phosphor-Gehaltsstufen (CAL-Methode) der untersuchten Böden (n = 726)

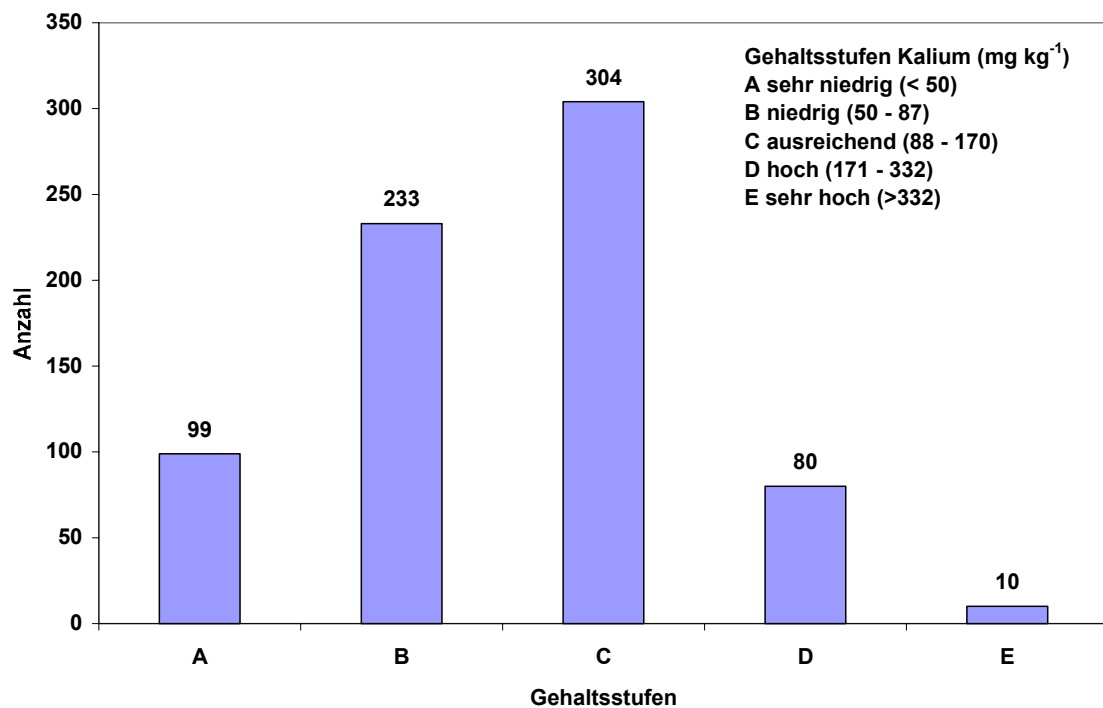


Abb. 3: Kalium-Gehaltsstufen (CAL-Methode) der untersuchten Böden (n = 726)

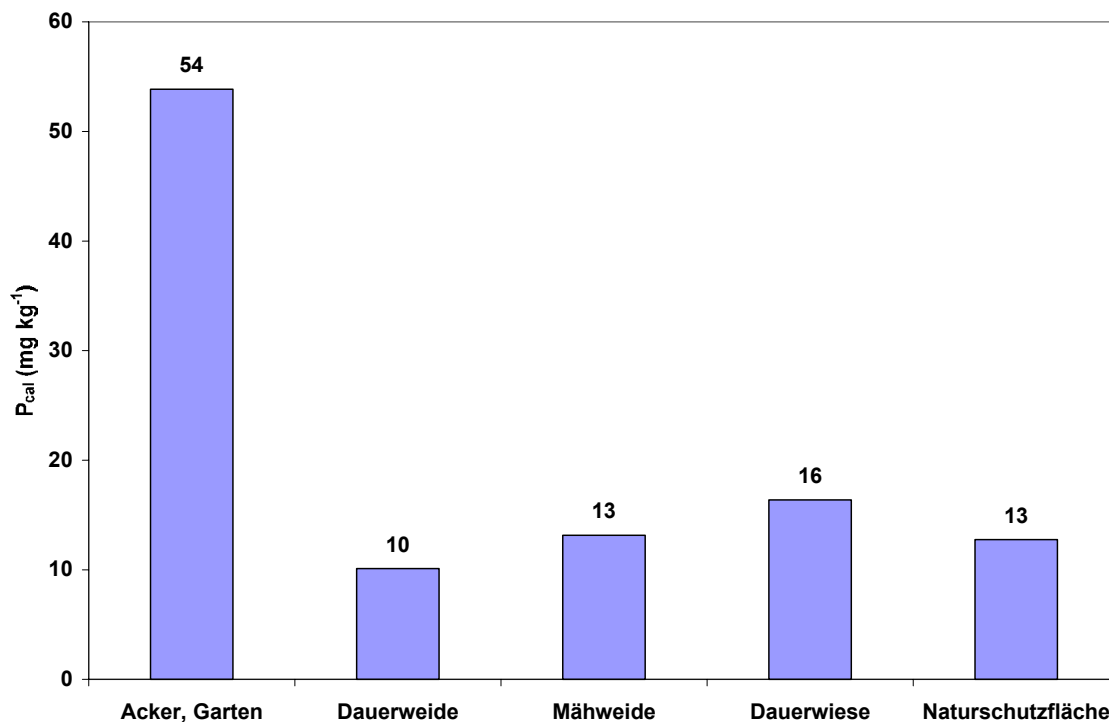


Abb. 4: CAL-löslicher Phosphor-Gehalt (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (Acker, Garten n = 15, V% = 209; Dauerweide n = 10, V% = 36; Mähweide n = 169, V% = 52; Dauerwiese n = 510, V% = 63; Naturschutzfläche n = 5, V% = 75)

Beim CAL-löslichen Kalium-Gehalt sind diese bewirtschaftungsbedingten Unterschiede deutlich schwächer ausgeprägt (Abb. 6). Während der CAL- und wasserlösliche Phosphor-Gehalt insbesondere der Grünlandböden im Oberboden primär von der Höhe der zugeführten Düngermenge in der Gegenwart und/oder Vergangenheit abhängt (BOHNER, 2005), wird der CAL-lösliche Kalium-Gehalt – neben der Art der Bewirtschaftung und Intensität der Nutzung – auch sehr wesentlich von der Art und Menge an Tonmineralien im Boden, von der mineralogischen Zusammensetzung sowie vom Grad der Verwitterung des bodenbildenden Muttergesteins beeinflusst. Daher können ton- und glimmerreiche, saure Grünlandböden auch ohne Düngerezufuhr von Natur aus sehr Kalium-reich sein (BOHNER & EDER, 2006).

Auffallend und nicht plausibel ist der im Durchschnitt niedrige CAL-lösliche Kalium-Gehalt in den Oberböden der untersuchten Dauerweiden (Abb. 6). Intensiv genutzte Kulturweiden weisen im Oberboden in der Regel hohe CAL-lösliche Kalium-Gehalte auf (BOHNER & EDER, 2006; BOHNER & TOMANOVA, 2006). Die ungewöhnlich niedrigen CAL-löslichen Kalium-Gehalte in den Oberböden der untersuchten Dauerweiden können nur dadurch erklärt werden, dass im Seengebiet vor allem extensiv genutzte Hutweiden und Kulturweiden beprobt wurden. Außerdem war der Stichprobenumfang bei den Dauerweiden viel zu gering, um eine zuverlässige und

abgesicherte Aussage über die Nährstoffsituation der Oberböden treffen zu können, und es fehlen Angaben zur langjährigen Düngungs- und Nutzungsgeschichte. Für die überwiegend niedrigen CAL-löslichen Phosphor-Gehalte der untersuchten Grünlandböden dürften zwei Faktoren hauptverantwortlich sein. Zum einen ist der Rinderbesatz und damit der Wirtschaftsdüngeranfall im Seengebiet – nach europäischen Maßstäben gemessen – im Allgemeinen nicht sehr hoch, und zum anderen erhalten die Grünlandböden überwiegend hofeigenen Wirtschaftsdünger (Rindergülle, Rindermist) und nicht besonders häufig eine mineralische Phosphor-Ergänzungsdüngung. Rindergülle und Rindermist sind – im Gegensatz zu Schweinegülle und Schweinemist – vergleichsweise phosphorarme Wirtschaftsdünger.

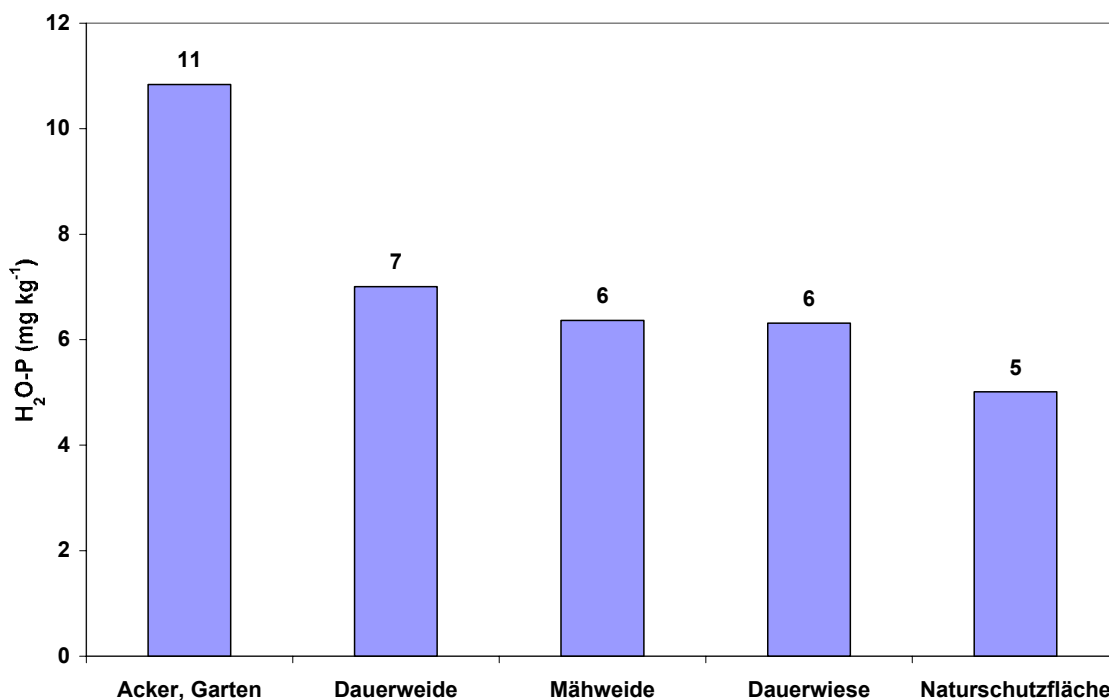


Abb. 5: Wasserlöslicher Phosphor-Gehalt (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (Acker, Garten n = 15, V% = 137; Dauerweide n = 10, V% = 30; Mähweide n = 163, V% = 39; Dauerwiese n = 500, V% = 44; Naturschutzfläche n = 4, V% = 42)

Der Phosphor-Gehalt der Grünlandböden wird auch von der Intensität der Nutzung sowie von der Art und vom Ausmaß der Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst. Vor allem bei den untersuchten Dauerwiesen ist mit steigender Nutzungsintensität (früherer und häufigerer Schnitt) eine Zunahme des CAL-löslichen Phosphor-Gehaltes im Oberboden zu beobachten (Abb. 7).

Sowohl bei den untersuchten Dauerwiesen als auch bei den untersuchten Mähweiden ist mit steigender Nutzungsintensität ein höherer CAL-löslicher Kalium-Gehalt im Oberboden festzustellen (Abb. 7, 8). Bei den untersuchten Dauerwiesen mit mindestens vier Schnitten pro Jahr und bei den untersuchten Mähweiden mit vier

Nutzungen pro Jahr führt die zusätzliche Applikation von Mineraldünger auch zu höheren CAL-löslichen Phosphor- und Kalium-Gehalten im Oberboden (Abb. 9, 10).

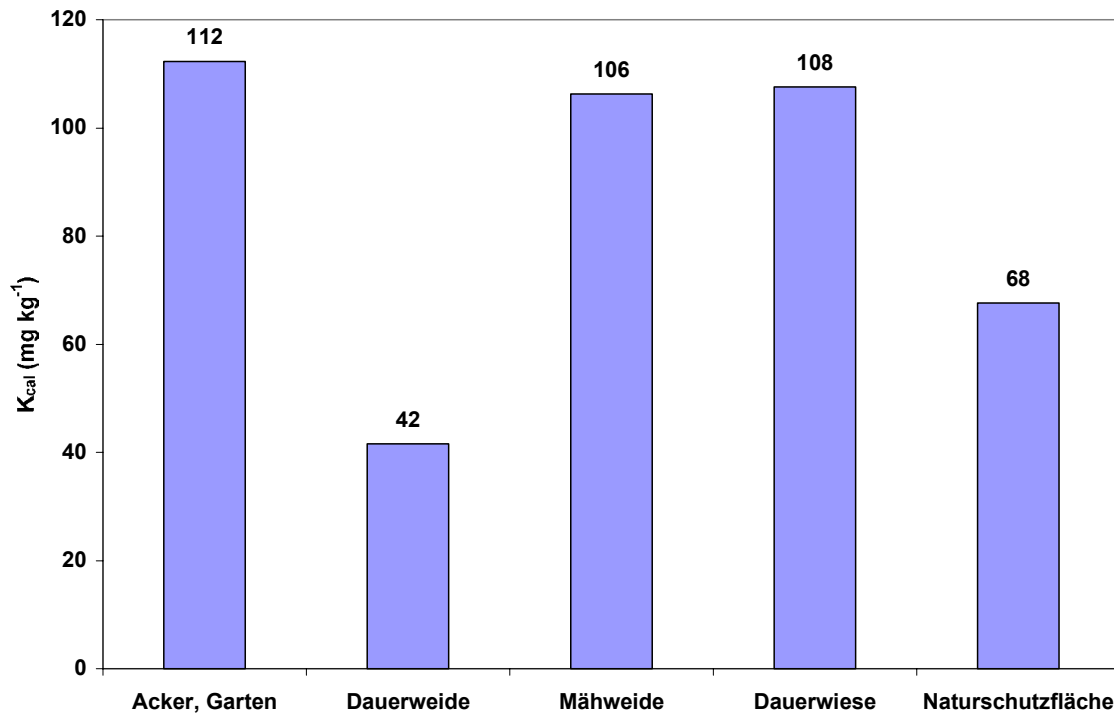


Abb. 6: CAL-löslicher Kalium-Gehalt (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (Acker, Garten n = 15, V% = 113; Dauerweide n = 10, V% = 22; Mähweide n = 169, V% = 58; Dauerwiese n = 510, V% = 56; Naturschutzfläche n = 5, V% = 39)

Wie die polynomische Regressionsfunktion in Abb. 11 zeigt, nimmt der wasserlösliche Phosphor-Gehalt im Oberboden mit steigendem CAL-löslichen Phosphor-Gehalt im Schwankungsbereich der gemessenen Phosphor-Werte nicht überproportional zu.

Das Verhältnis von CAL-löslichem Phosphor-Gehalt zu wasserlöslichem Phosphor-Gehalt beträgt im Mittel etwa 2.5:1; ungefähr 40 % des CAL-löslichen Phosphors im Oberboden liegen somit in wasserlöslicher und damit leicht mobilisierbarer und sofort auswaschbarer Form vor. In den Böden im Karbonat-Pufferbereich (pH CaCl₂: >6.2) ist dieser prozentuale wasserlösliche Phosphor-Anteil mit ca. 34 % naturgemäß etwas niedriger. Eine erhöhte Calcium-Konzentration und ein hoher pH-Wert in der Bodenlösung erniedrigen die Löslichkeit von Calcium-Phosphaten und reduzieren somit die wasserlösliche Phosphor-Fraktion im Boden. Die Böden im Karbonat-Pufferbereich dürften deshalb ein geringeres Phosphor-Auswaschungsrisiko als vergleichbare Böden im Silikat-, Austausch- oder Aluminium- und Eisen-Pufferbereich besitzen.

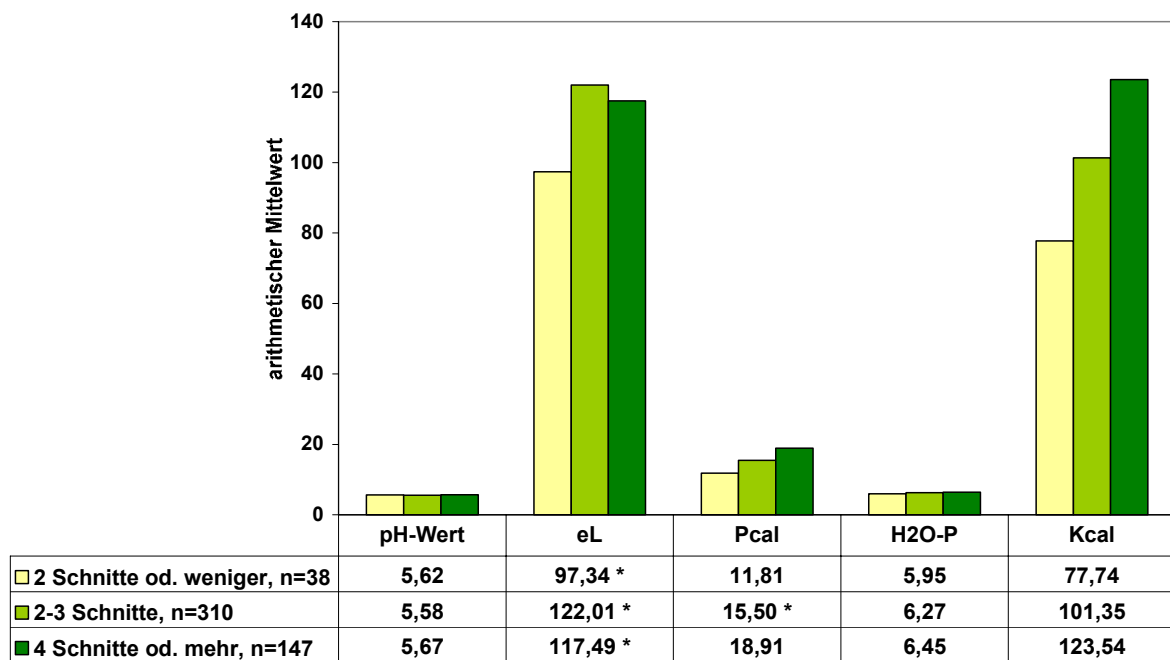


Abb. 7: Bodenkennwerte von Dauerwiesen (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Schnitthäufigkeit (eL = elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S cm}^{-1}$; P_{cal} , K_{cal} = CAL-löslicher Phosphor- und Kalium-Gehalt in mg kg^{-1} ; $\text{H}_2\text{O-P}$ = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt in mg kg^{-1}); * = Variabilitätskoeffizient > 60 %

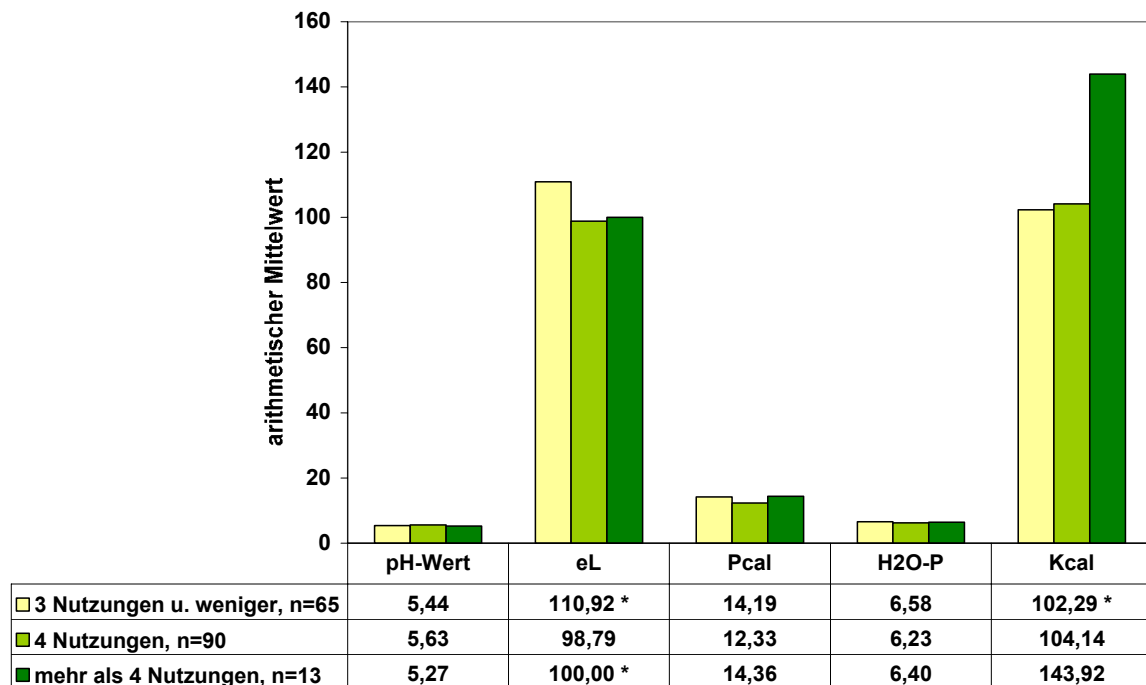


Abb. 8: Bodenkennwerte von Mähweiden (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität; * = Variabilitätskoeffizient > 60 %

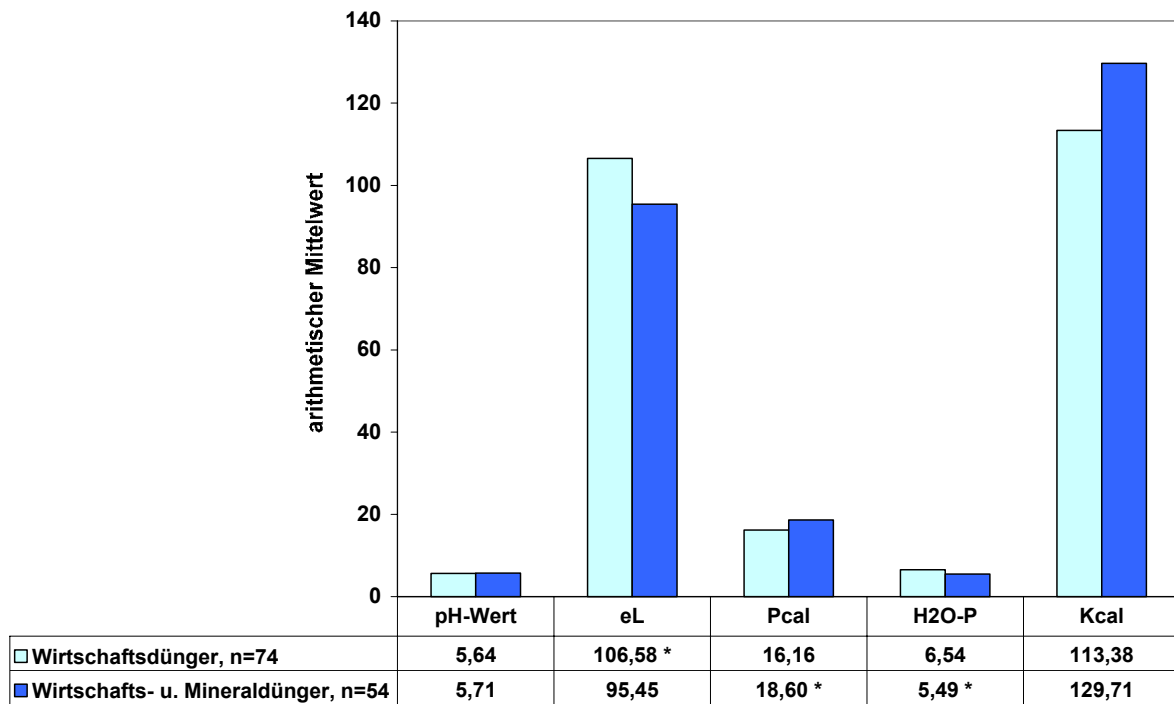


Abb. 9: Bodenkennwerte von Dauerwiesen mit vier Schnitten pro Jahr oder mehr (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Düngung; * = Variabilitätskoeffizient > 60 %

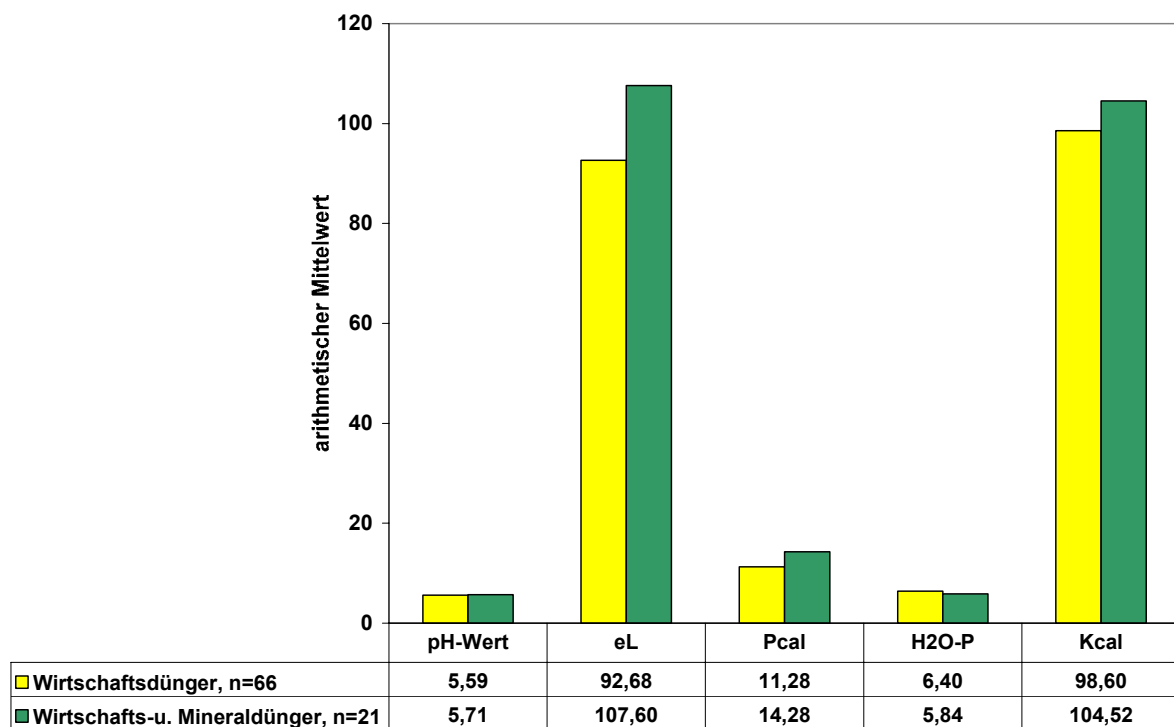


Abb. 10: Bodenkennwerte von Mähweiden mit vier Nutzungen pro Jahr (arithmetischer Mittelwert) in der Bodentiefe 0-10 cm in Abhängigkeit von der Düngung

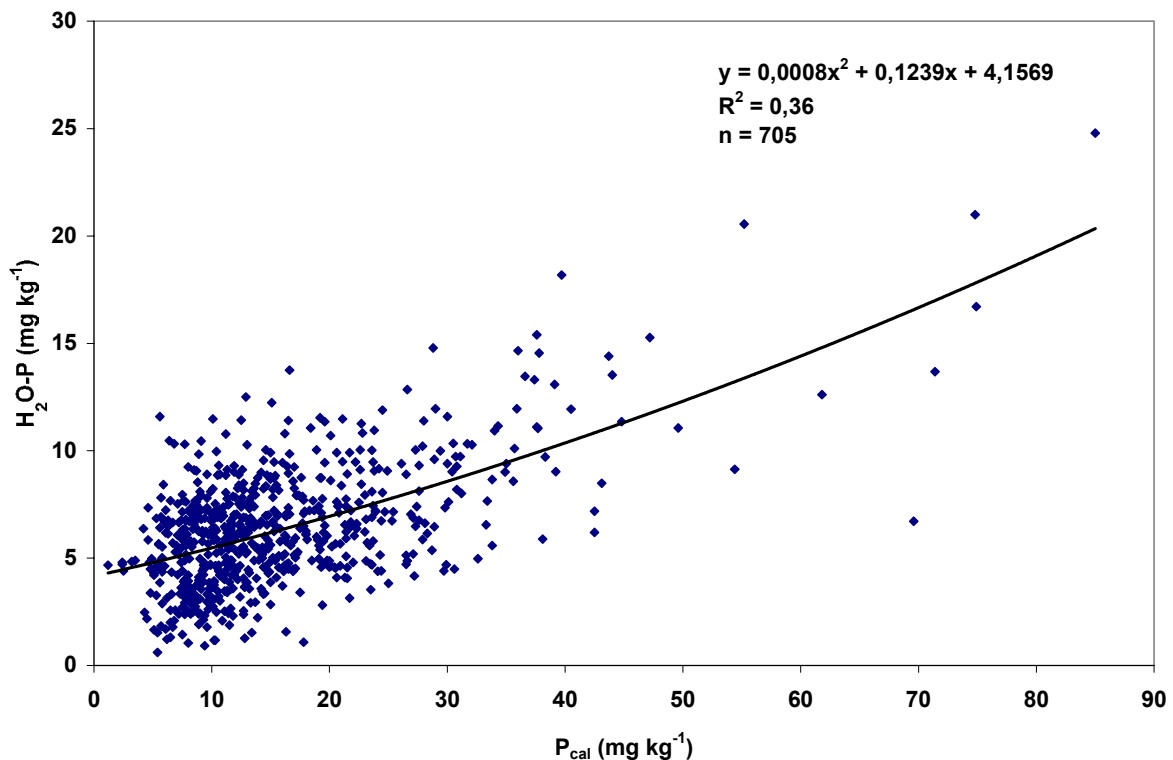


Abb. 11: Beziehung zwischen CAL-löslichem Phosphor-Gehalt und wasserlöslichem Phosphor-Gehalt in der Bodentiefe 0-10 cm

5. Schlussfolgerungen

Die Daten aus den Bodenanalysen ermöglichen eine Beurteilung des Phosphor-Versorgungszustandes der landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Oberböden im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees. Vor allem die Grünlandböden sind – beurteilt nach den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) – meist sehr schlecht mit CAL-löslichem Phosphor versorgt.

Für den Mondsee und Irrsee wurde aus dem Einzugsgebiet eine tolerierbare Phosphor-Fracht von 0.5 kg Phosphor pro Hektar und Jahr ermittelt (STRAUSS & STAUDINGER, 2007).

Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass die Bodenerosion im Dauergrünland – im Gegensatz zu Ackerland – für die Eutrophierung der Gewässer eine geringe Bedeutung hat (WERNER et al., 1991; Von ALBERTINI et al., 1993; KLAGHOFER, 1997; PRASUHN, 2001). BOHNER et al., 2007 stellten im Rahmen eines mehrjährigen Lysimeterversuches fest, dass auf einer tiefgründigen, carbonatfreien Braunerde aus fluvioglazialen Sedimenten mit der Bodenart lehmiger Sand bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von 862 bis 1371 mm die Phosphor-Austräge mit dem Sickerwasser weniger als 0.2 kg Phosphor pro Hektar und Jahr betragen. Der untersuchte Grünlandboden war ausreichend mit CAL-löslichem Phosphor versorgt

(Gehaltsstufe C) und wies sogar eine schwach positive Phosphor-Bilanz (mineralische Phosphor-Düngung > Phosphor-Entzug durch die Grünlandvegetation) auf. Eine Literaturübersicht lässt erkennen, dass aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht mehr als 1 kg Phosphor pro Hektar und Jahr mit dem Sickerwasser ausgetragen werden (SCHEFFER, 1977; SCHACHTSCHABEL et al., 1998), wobei für Dauergrünland ein jährlicher Durchschnittswert von 0.1 kg Phosphor pro Hektar angegeben wird (OTTO, 1980). Im Vergleich dazu macht der jährliche Phosphor-Eintrag aus der Atmosphäre durch nasse Deposition ungefähr 0.3 kg Phosphor pro Hektar aus (BOHNER et al., 2007). Nachdem im Untersuchungsgebiet der überwiegende Teil der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche wenig erosionsgefährdetes Dauergrünland ist und die Grünlandböden meist sehr schlecht mit CAL-löslichem Phosphor versorgt sind kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees der tatsächliche und mögliche Phosphor-Eintrag aus den Grünlandböden in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer bei standortangepasster Grünlandbewirtschaftung und durchschnittlichen Witterungsverhältnissen geringer als die für die Seen tolerierbaren Frachten von 0.5 kg Phosphor pro Hektar und Jahr sein dürfte. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass größere Phosphor-Mengen aus „Problemflächen“ mit überdurchschnittlich hohen Phosphor-Gehalten im Oberboden, wie beispielsweise Gartenböden, in die Gewässer gelangen. Weitere „hot spots“ sind spezifische Phosphor-Anreicherungszone in intensiv genutzten Kulturweiden wie beispielsweise der Weideeingang (BOHNER & TOMANOVA, 2006), drainiertes Grünland (DIEPOLDER et al., 2005) oder intensiv genutztes Grünland mit lückenhafter Grasnarbe (DIEPOLDER et al., 2006).

Die Auswertung der Analysenergebnisse zeigt, dass der Phosphor-Status der landwirtschaftlich genutzten Oberböden sehr wesentlich von der Art der Bewirtschaftung, von der Intensität der Nutzung sowie von der Art und vom Ausmaß der Bewirtschaftungsmaßnahmen abhängt. Die Acker- und Gartenböden sind im Oberboden im Durchschnitt deutlich besser mit CAL- und wasserlöslichem Phosphor versorgt als die Grünlandböden. Nachdem die Phosphor-Einträge in die Gewässer aus landwirtschaftlich genutzten Böden mit steigenden Phosphor-Gehalten im Boden zunehmen (SCHEFFER, 1977; OTTO, 1980; MEISSNER et al., 1992; RÖMER, 1997) kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass von den Phosphorreichereren und stärker erosionsgefährdeten Acker- und Gartenböden auch ein vergleichsweise höheres Phosphor-Austragsrisiko ausgeht. Vor allem bei den untersuchten Dauerwiesen ist mit steigender Nutzungsintensität (früherer und häufigerer Schnitt) eine Zunahme des CAL-löslichen Phosphor-Gehaltes im Oberboden zu beobachten. Bei den untersuchten Dauerwiesen mit mindestens vier Schnitten pro Jahr und bei den untersuchten Mähweiden mit vier Nutzungen pro Jahr führt die zusätzliche Applikation von Mineraldünger auch zu höheren CAL-löslichen Phosphor-Gehalten in den obersten 10 cm des Bodens. Eine Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung erhöht das Risiko für stärkere Phosphor-Einträge in die Gewässer vor allem dann, wenn es im Zuge der Intensivierung zu einer Narbenauflockerung und Lückenbildung im Pflanzenbestand kommt und/oder die Oberböden insbesondere in Hanglagen stärker verdichtet werden. Verdichtete,

strukturgeschädigte Böden in Hanglagen weisen infolge verminderter Infiltration von Regen- und Schneeschmelzwasser einen erhöhten Oberflächenabfluss sowie eine niedrigere Infiltrationsrate der Flüssigdünger (Gülle, Jauche) auf. Dies verstärkt das Risiko für eine Phosphor-Abschwemmung aus aufgebrauchten Düngemitteln in die Oberflächengewässer (VON ALBERTINI et al., 1993).

Erosionsgefährdete Acker- und Gartenböden haben im Untersuchungsgebiet flächenmäßig eine geringe Bedeutung. Der Phosphor-Austrag mit dem Sickerwasser ist bei Grünlandböden, sofern diese standortgemäß bewirtschaftet werden und keine außergewöhnlichen Niederschlagsereignisse stattfinden, im Allgemeinen gering (SCHEFFER, 1977; OTTO, 1980; SCHACHTSCHABEL et al., 1998; BOHNER et al., 2007). Somit ist anzunehmen, dass die Abschwemmung auf Grünland der wichtigste diffuse Eintragsweg für Phosphor von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Seen und ihre Zuflüsse darstellt. Auf Grünland können erhebliche Mengen an gelöstem Phosphor abgeschwemmt werden, insbesondere wenn Gülle kurz vor einem Starkregenereignis oder im Winter über schneebedeckten und/oder gefrorenen Boden ausgebracht wird (BRAUN & LEUENBERGER, 1991; BRAUN & PRASUHN, 1997). Die hohen jährlichen Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet begünstigen insbesondere im stärker reliefierten Gelände bei verdichteten Oberböden den Oberflächenabfluss und somit den Phosphor-Eintrag in die Gewässer durch Abschwemmung. Bei der Ausarbeitung regionaler Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor-Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden in die Seen und ihre Zuflüsse muss daher vor allem die Abschwemmung auf Grünland mit höchster Priorität berücksichtigt werden. Um im Falle eines Starkregens oder bei der Schneeschmelze das Phosphor-Abschwemmungsrisiko möglichst gering zu halten, ist darauf zu achten, dass im Oberboden keine überhöhten Phosphor-Vorräte vorhanden sind, die Böden nicht verdichtet werden und die Grasnarbe keine Lücken aufweist.

Dank

Dem anonymen Begutachter danken wir für Anmerkungen und konstruktive Kritik.

6. Literaturverzeichnis

- BOHNER, A., 2005: Soil chemical properties as indicators of plant species richness in grassland communities. *Grassland Science in Europe*, Vol. 10, 48-51.
- BOHNER, A. und G. EDER, 2006: Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 53-64.
- BOHNER, A., G. EDER und M. SCHINK, 2007: Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99.

- BOHNER, A. and O. TOMANOVA, 2006: Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. *Grassland Science in Europe*, Vol. 11, 89-91.
- BRAUN, M., M. FREY und P. HURNI, 1991: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). FAC Liebefeld, 87 S.
- BRAUN, M. und J. LEUENBERGER, 1991: Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. *Landwirtschaft Schweiz*, Band 4, 555-560.
- BRAUN, M. und V. PRASUHN, 1997: Maßnahmen, um die Gewässerbelastung zu vermindern. *Agrarforschung* 4, 339-342.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER und T. EBERTSEDER, 2005: Versuchsergebnisse zum P-Austrag aus Drainagen unter Grünland bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregeneignis. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 134-135.
- DIEPOLDER, M., F. PERETZKI, L. HEIGL und B. JAKOB, 2006: Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung. *Schule und Beratung*, Heft 4/06.
- FROSSARD, E., P. JULIEN, J.-A. NEYROUD und S. SINAJ, 2004: Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. *Schriftenreihe Umwelt* Nr. 368, 172 S.
- GÄCHTER, R., A. MARES, C. STAMM, U. KUNZE und J. BLUM, 1996: Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung* 3, 329-332.
- GASSNER, H., A. JAGSCH, D. ZIEK, G. BRUSCHEK und I. FREY, 2002: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. *Schriftenreihe BAW*, Band 15, 125 S.
- HEINZLMAIER, F., M.H. GERZABEK, M. TULIPAN und A. BAUMGARTEN, 2005: Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden: Räumliche und zeitliche Variationen sowie Wechselwirkungen mit Bodeneigenschaften. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 96-97.
- KLAGHOFER, E., 1997: Bodenerosion. In: *Bodenschutz in Österreich*. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, 37-45.
- KUMMERT, R. und W. STUMM, 1989: *Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes*. Teubner Verlag, 331 S.
- MEISSNER, R., H. KLAPPER und J. SEEGER, 1992: Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. *Wasser und Boden* 4, 217-220.
- OBERHAUSER, R., 1980: *Der geologische Aufbau Österreichs*. Geologische Bundesanstalt, Springer Verlag, 695 S.
- OTTO, A., 1980: Gewässerbelastung durch Land- und Forstwirtschaft. *Wasser und Boden* 1/1980, 26-30.
- PRASUHN, V., 2001: Abschätzung der P- und N-Einträge in die Gewässer des Kantons Zürich mittels GIS. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Band 96, Heft 2, 645-646.
- RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG, 2006: *Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft*. 6. Aufl. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 80 S.

- RÖMER, W., 1997: Phosphorausstrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. Wasser & Boden, 49. Jahrgang, 51-54.
- SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.H. HARTGE und U. SCHWERTMANN, 1998: Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 494 S.
- SCHEFFER, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. Geol. Jb. F4, 203-221.
- STRAUSS P. und B. STAUDINGER, 2007: Berechnung der Phosphor und Schwebstofffrachten zweier Hauptzubringer (Zellerache, Fuschlerache) des Mondsees. Schriftenreihe BAW, 26, 18-33.
- VON ALBERTINI, N., M. BRAUN und P. HURNI, 1993: Oberflächenabfluss und Phosphorabschwemmung von Grasland. Landwirtschaft Schweiz, Band 6, 575-582.
- WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD und K. ISERMANN, 1991: Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: A. Hamm (ed.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 665-764.
- ZORN, W. und O. KRAUSE, 1999: Untersuchungen zur Charakterisierung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Thüringer Carbonatböden. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 463-469.

Autoren:

Dr. Andreas Bohner und Martina Schink
Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, 8952 Irdning, Österreich



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Vorstellung einer Methode zur Ermittlung der Nutzungsintensität auf Grünlandflächen unter Einbezug von Fernerkundungsdaten und objekt-basierter Klassifikation

H. Klug, S. Lang, M.-L. Pernkopf und P. Zeil

Zusammenfassung

Neben Wasser transportieren Fließgewässer auch Nähr- und Schadstoffe verschiedensten Ursprungs. Während Punktquellen in der Regel leicht zu orten sind, ist der diffuse Einfluss durch verschiedenste Eintragspfade schwierig abzuschätzen. Eine Analyse der jährlichen Landnutzung soll einen räumlich übertragbaren Beitrag zur Quantifizierung des Einflusses auf den Stoffhaushalt mesoskaliger Einzugsgebiete leisten. Im Rahmen des Projektes SeenLandWirtschaft war es die Aufgabe, Grünlandflächen im Einzugsgebiet des Mondsees hinsichtlich ihrer Nutzungsintensität zu beurteilen. Die Intensität wird definiert durch die Schnitthäufigkeit in der Vegetationsperiode des Jahres 2005.

Der Schwerpunkt dieser Arbeit lag in der Erarbeitung einer Methodik, die auf Grundlage monatlich akquirierter Satellitenbildszenen des ASTER-Sensors eine zeitnahe Beobachtung der Landnutzungsänderung ermöglicht und in Bezug zur Fläche setzt. Das Resultat ist eine Darstellung der räumlichen Variabilität der Landnutzung und deren Intensität, ausgedrückt in der Schnitthäufigkeit während der Vegetationsperiode 2005. Ferner wird der Frage nachgegangen, inwiefern Satellitendaten eine verlässliche Aussage über die Abschätzung der Grünlandintensität liefern können.

Monitoring the intensity of grassland agriculture using remote sensing data and object-based image analysis

Summary

Besides runoff, surface drainage contains also nutrients and pollutants of various origin. While point sources mostly are easily identified, the diffuse inflow through different channels is difficult to account for. The analysis of the annual land-use can contribute to a spatial quantification of the impact on the substance flow in mesoscale catchments. In the framework of the project 'SeenLandWirtschaft' grassland areas of the Mondsee catchment were evaluated with regard to the intensity of agricultural activities. The number of cuts per growing season (here during the year 2005) were taken as the measure for the intensity.

The aim of this study is to develop a methodology for timely monitoring land-use change and to locate the parcels affected by using data captured monthly by the ASTER sensor. The result obtained is a spatial representation of the variance and intensity of land-use, documented by the frequency of cuts during the growing season 2005. The accuracy and the effectiveness of the satellite-based methodology are discussed.

1. Einleitung und Zielsetzung

Ziel der durchgeführten Untersuchungen ist die Ermittlung der Nutzungsintensität von Grünlandflächen im Einzugsgebiet des Mondsees, welche sich aus der Schnitthäufigkeit der einzelnen Flächen ergibt (BOSERUP, 1965). Damit wird die Voraussetzung geschaffen, ein zukünftiges Beobachtungs- und Evaluierungssystem für die Nutzung von Grünland einzurichten. Eine Möglichkeit der flächendeckenden und zeitlich kontinuierlichen Objektivierung eines solchen Systems erfolgt über die Klassifizierung von Veränderungen auf Basis multitemporaler Satellitenbildszenen im Jahr 2005.

Es ist davon auszugehen, dass mit steigendem Anteil an intensiv genutzten Grünlandflächen mit mehr als zwei Schnitten pro Jahr (BRIEMLE und ELSÄSSER, 1997) die Austragswahrscheinlichkeit von Nährstoffen zunimmt. Die Nährstoffdynamik impliziert einen erhöhten Nährstoffabtransport in Form von geerntetem Gras, aber auch eine erhöhte Zufuhr von Wirtschaftsdünger zum Ausgleich der abtransportierten Nährstoffmengen (ELSÄSSER, 2000), wobei der Zeitpunkt der Gülleausbringung in Korrelation mit Niederschlagszeiträumen kritisch ist. Eine erhöhte Wahrscheinlichkeit des Nährstoffaustrages in Oberflächengewässer ist daher zu vermuten. Dieser Austrag ist auf verschiedene Ursachen zurück zu führen: Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, Interflow (Zwischenabfluss) und Grundwasserabfluss sowie Erosion.

Eine Veränderung der Landnutzung über die Zeit kann durch paarweises Gegenüberstellen von Bildszenen und anschließender Kombination der Ergebnisse ermittelt werden. Der Vergleich von zwei zeitlich aufeinander folgenden Satellitenbildszenen ermöglicht die Ermittlung jener Grünlandflächen, die im Zeitraum zwischen den Aufnahmezeitpunkten geschnitten wurden. Wird diese Vorgehensweise für jeden dieser Zwischenzeiträume wiederholt, ergibt eine anschließende Kombination der Ergebnisse die Schnitthäufigkeit, also die Anzahl der Schnitte je Fläche. Dies wiederum lässt Schlussfolgerungen über die Intensität der Nutzung zu. Grundsätzlich werden in dieser Arbeit alle Flächen, die häufiger als zweimal während einer Vegetationsperiode geschnitten werden, als intensiv genutzt eingestuft.

2. Methodik

Die zur Untersuchung herangezogenen Satellitenbilddaten wurden vom Sensor ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer, <http://asterweb.jpl.nasa.gov/>) aufgenommen, welcher sich an Bord des von der NASA (National Aeronautics and Space Administration) gestarteten Erdbeobachtungssatelliten Terra befindet. Die spektrale Information wird in 14 Kanälen bereitgestellt, wobei besonders der VNIR (Visible and Near Infrared)-Bereich mit einer räumlichen Auflösung von 15 Metern für die Analyse der Daten interessant ist. Die übrigen Kanäle im langwelligeren, thermalen Spektrum sind nicht zuletzt

aufgrund ihrer groben Auflösung für diese Aufgabenstellung weniger geeignet. Ein besonderer Vorteil der ASTER-Daten liegt darin, dass diese über ein Online-Portal der NASA (z.B. <http://redhook.gsfc.nasa.gov/~imswww/pub/imswelcome/plain.html>) kostengünstig zur Verfügung stehen.

Bei den verfügbaren Satellitendaten ist insbesondere die spektrale Information im Bereich des nahen Infrarots entscheidend (0,76 - 0,86 μm Wellenlänge). Die Intensität der Reflektion einer Fläche in diesem Bereich lässt Unterschiede in der Höhe des Vegetationsbewuchses auf Grünland besonders gut erkennen. Während frisch gemähte Flächen nur schwach reflektieren, sind Grünlandareale mit hoch stehendem Bewuchs durch hohe Reflektionswerte charakterisiert.

Um die Nutzungsintensität von Grünlandflächen bestimmen zu können, muss die Häufigkeit der Änderung in Bezug zur Fläche, also die Anzahl der Schnitte, ermittelt werden. Um dies zu erreichen, bestehen prinzipiell mehrere Möglichkeiten, von denen zwei in dieser Arbeit Einsatz fanden und in Folge kurz beschrieben werden.

Ein erster möglicher Ansatz ist, ein Regelwerk für eine auf alle Zeitschnitte anwendbare Klassifikation von Grünlandflächen zu erstellen. Wird dementsprechend eine Fläche häufiger als zweimal als "frisch geschnitten" klassifiziert, kann sie als "intensiv genutzt" eingestuft werden. Problematisch ist hierbei jedoch, dass vor allem Siedlungsflächen aufgrund ähnlicher spektraler Eigenschaften oft nicht eindeutig von frisch gemähten Feldern zu unterscheiden sind. Ebenso stellt sich die Frage, welche Schwellenwerte bei der Klassifikation der Grünlandflächen anzuwenden sind, d. h. bis zu welchem Punkt eine Fläche beispielsweise als "frisch geschnitten" gilt. Trotz der genannten Schwierigkeiten wurde im Rahmen dieser Arbeit in einem ersten Schritt eine Klassifikation der Bilddaten vorgenommen, um nicht-relevante Flächen wie Siedlungs-, Fels-, Wald-, Wasser- und Schattenflächen ausmaskieren zu können. Dieser Schritt verbessert das Endergebnis deutlich.

Ein weiterer Ansatz zur Ermittlung der Schnitthäufigkeit ist die so genannte STCC (*spectral temporal change classification*)-Methode (LANG et al. 2003a). Dabei werden jeweils zwei Zeitschnitte zu einem multi-temporalen Bild kombiniert, welches in weiterer Folge Veränderungen im Vegetationsbewuchs zeigt.

Es soll nun zunächst das Untersuchungsgebiet kurz vorgestellt werden. Im Anschluss daran wird näher auf die skizzierte Methode und insbesondere auf die mit ihr verbundene Aufbereitung und Prozessierung der Daten eingegangen.

3. Das Einzugsgebiet Mondsee

Das Wassereinzugsgebiet Mondsee liegt nordöstlich der Stadt Salzburg, eingebettet in einem dem Alpennordkamm nördlich vorgelagerten Gebiet mit etwa einem Dutzend mittelgroßer Seen (Abb. 1). Die als eine naturräumlich-hydrologische Einheit zu betrachtende Landschaft des so genannten "Salzkammergutes" befindet sich in

unterschiedlicher administrativer Verwaltung: während der östliche Teil im Bundesland Oberösterreich gelegen ist, befindet sich der westliche Teil im Land Salzburg. Die länderübergreifende Bearbeitung des Gebietes stellt eine besondere Anforderung dar, der insbesondere durch die Arbeit mit Satellitenbildern begegnet wird. Ein Problem stellt dahingegen die Akquirierung wolkenfreier Szenen dar, die durch das häufige Auftreten von Morgennebel im Bereich des Untersuchungsgebiets erschwert wird.



Abb. 1: Die voralpine Seelandschaft mit dem Einzugsgebiet des Mondsees

4. Datenaufbereitung und Prozessierung

Zur Klassifikation der nicht-relevanten Flächen (Wald-, Siedlungs- und Gewässerflächen) wurde die Software eCognition 4 verwendet (die Software trägt ab der Version 5 den Namen Definiens Professional. Die Ausführungen zu Methodik und Herangehensweise beziehen sich auf die Version 4). Dieses Programm zeichnet sich durch einen objekt-basierten Klassifikationsansatz aus (LANG und BLASCHKE, 2006; NEUBERT und MEINEL, 2003; BLASCHKE et al., 2000). Hierbei werden einzelne Pixel nicht isoliert betrachtet, sondern durch Bildsegmentierung zu Objekten, also Gruppen von benachbarten homogenen Pixeln, zusammengefasst. Diese werden klassifiziert, indem neben der spektralen Information auch Form, Textur und kontextuelle Attribute berücksichtigt werden. Durch die Einbindung dieser

Charakteristika von Objekten nähert sich die objekt-basierte Bildanalyse (*object-based image analysis*, OBIA) der Herangehensweise einer visuellen Interpretation an.

Die Möglichkeit, die Bildinformation auf mehreren Ebenen zu segmentieren, erlaubt die Generierung unterschiedlicher, maßstabsgebundener Objektgrößen innerhalb ein und derselben Bildszene (LANG, 2002; BLASCHKE et al., 2001). Im bottom-up Ansatz werden die Parameter so gewählt, dass zuerst die kleinsten benötigten Segmente als Elemente entstehen (LANG et al., 2003b). Ab der nächst höheren Ebene wird dann mit Objekten gearbeitet, die über ein hierarchisches Verhältnis miteinander in Beziehung stehen.

Über einen mittleren Maßstabsparameter (*scale parameter*) wird die mittlere Objektgröße festgelegt. Als abstrakte Größe steuert er die innere Heterogenität der gebildeten Objekte und wirkt als Abbruchsbedingung für die Segmentierung. Für die erste Ebene wurde ein Wert von 10, für die zweite Ebene ein Wert von 15 und für die dritte Ebene ein Wert von 45 gewählt (Abb. 2).

Mithilfe eines Homogenitätskriteriums kann die Gewichtung zwischen der Farbinformation (*color*) und der Form (*shape*) der Objekte vorgenommen werden. Für alle drei Segmentierungsebenen wurde die Spektralinformation gegenüber den Formeigenschaften mit 0,9:0,1 gewichtet.

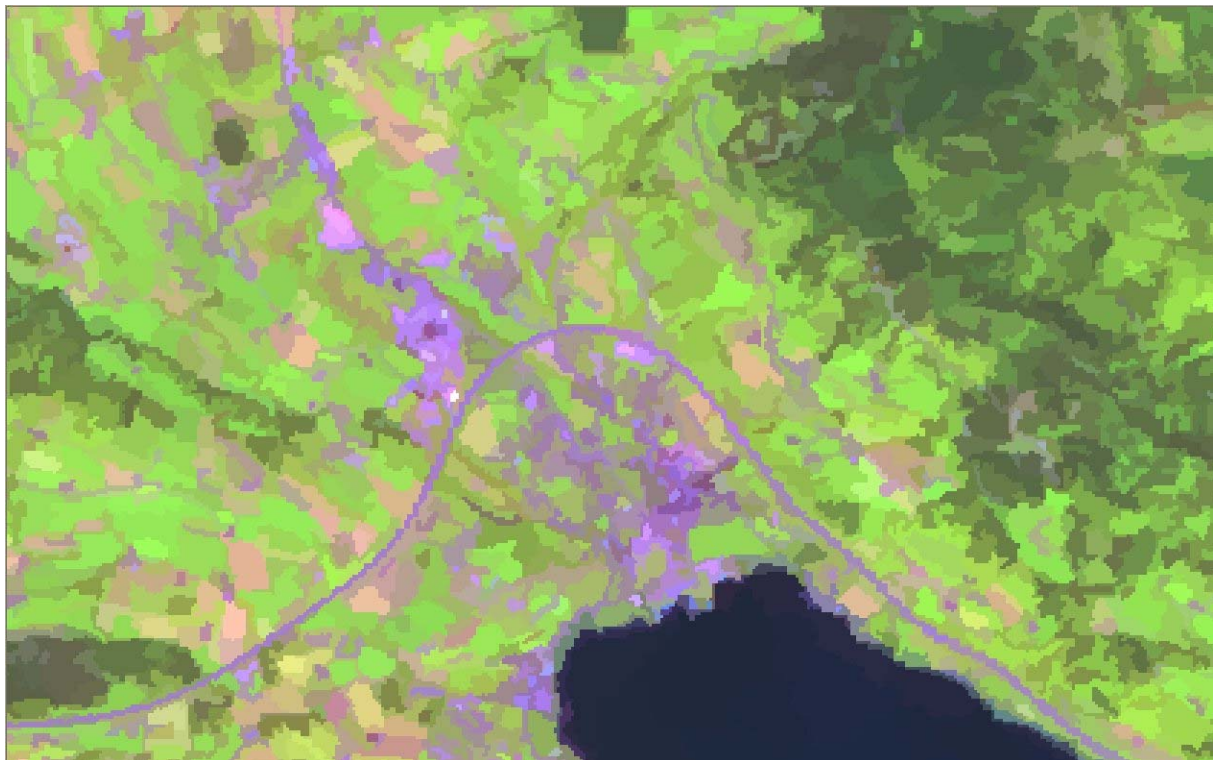


Abb. 2: Landnutzungssegmentierung auf niedrigster Ebene mit einem Scale Parameter von 10 für einen Gebietsausschnitt nördlich des Mondsees

Die Segmentierungsparameter wurden anhand einer iterativen Vorgehensweise festgelegt. Dabei ist es entscheidend, dass die jeweiligen Segmentgrößen weder zu groß noch zu klein sind, um für die Fragestellung sinnvolle Objekte zu generieren. Ebenso wurde darauf geachtet, dass sich möglichst wenige Objekte aus mehr als einer der gewünschten Zielklassen zusammensetzen. Das bedeutet, dass die Segmentgröße unter jener der Zielobjekte liegt. Tatsächlich homogene Flächen bestehen teilweise aus mehreren Segmenten, die sich allerdings mit einer einfachen GIS-Operation wieder zusammenführen lassen.

Der Segmentierung folgt die Klassifikation der entstandenen Bildobjekte. Um die weiteren Untersuchungen zu vereinfachen, wurden alle Flächen, die eindeutig nicht der Klasse "Grünland" angehören, also Siedlungs-, Fels-, Wald-, Wasser- und Schattenflächen, zuerst klassifiziert und in einem weiteren Schritt ausmaskiert (vgl. auch Abb. 3). Dazu muss zunächst eine Klassenhierarchie als ein Grundgerüst der Klassifikation aufgebaut werden. Die Klassifizierung erfolgt innerhalb dieses hierarchischen Netzwerks auf einer zuvor festgelegten Ebene. Es wurde fast ausschließlich auf der mittleren Segmentierungsebene (scale parameter: 15) gearbeitet. Die Ausnahme bilden Wasserobjekte, welche auf einem gröberen Level klassifiziert wurden. Dies hat den Vorteil, dass größere Objekte bereits auf diesem Level klassifiziert werden und anschließend auf dem feineren Level nur noch kleinere Flächen (Uferbereiche etc.) zu klassifizieren sind. Leider ist es im vorliegenden Fall unvermeidbar, dass der Klasse Wasser auch Schattenflächen zugeordnet werden, da die beiden Klassen anhand der spektralen Information im VNIR-Bereich nur schwer zu trennen sind. Aus diesem Grund wurden Wasser- und Schattenflächen zu einer Klasse zusammengefasst, was in Anbetracht der Tatsache, dass in weiterer Folge ausschließlich die Grünlandflächen von Interesse sind, nicht erheblich ist.

Die jeweiligen Klassenbeschreibungen für die Klassenhierarchie werden wissensbasiert erstellt. Dies geschieht mit Hilfe von Zugehörigkeitsfunktionen, welche es ermöglichen, eine Zuordnung graduell zu mehreren möglichen Klassen vorzunehmen. Da Merkmale vererbt werden (können) und sich Beziehungen durch logische Operatoren verknüpfen lassen, sind sehr komplexe Regelsätze möglich. Im vorliegenden Fall wurde besonders mit spektralen Charakteristika gearbeitet, welche auf statistischen Größen der Spektralwerte der Bildobjekte beruhen. Weiters wurden auch Merkmale verwendet, die die Einbeziehung der in der Nachbarschaft liegenden Objekte ermöglichen. Dies gilt nicht nur für die Objektklassifikation innerhalb einer Ebene, sondern es können auch Beziehungen zu Objekten auf niedrigeren und höheren Ebenen berücksichtigt werden. So konnten auch die auf der gröberen Segmentierungsebene klassifizierten Wasserflächen in die Klassifikation auf Ebene 2 eingebunden werden.

Zur Festlegung eines oder mehrerer Merkmale ist es möglich, die Übereinstimmung des gewählten Merkmals mit dem Objekt in Grauwerten darstellen zu lassen (Abb. 3).

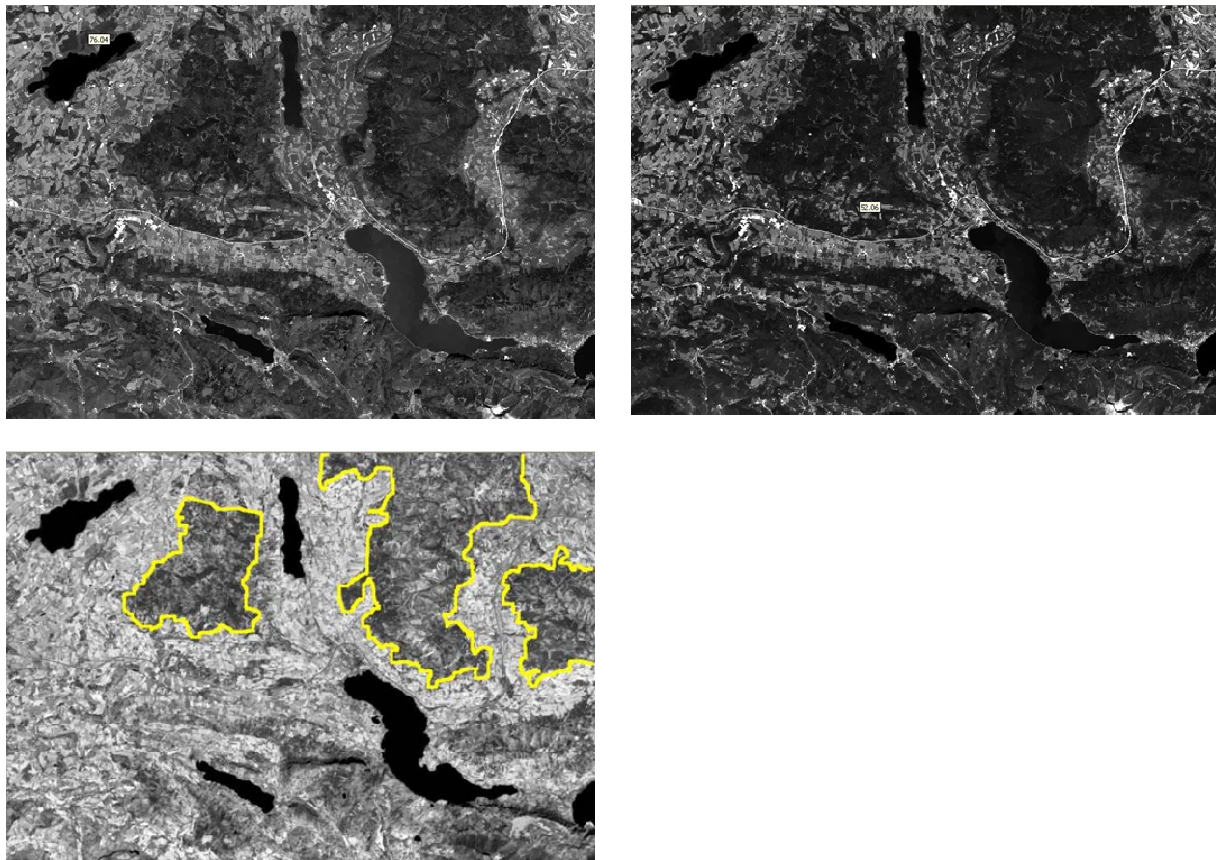


Abb. 3: Beispiele zur Suche geeigneter Kriterien für die Formulierung einer Zugehörigkeitsfunktion für Waldflächen: Darstellungen der VNIR-Kanäle 1 (oben links), 2 (oben rechts) und 3 (unten links). Offensichtlich eignet sich Kanal 3 (nahes Infrarot) gut für die Abgrenzung der Waldflächen. Deshalb wurde eine Zugehörigkeitsfunktion gebildet, die alle Objekte der Klasse Wald zuordnet, bei denen der Grauwert im Bereich zwischen 60 und 125 liegt.

Um Siedlungsflächen, die anhand der spektralen Eigenschaften nur schwer von den Felsflächen zu trennen sind, klassifizieren zu können, wurde zusätzlich ein SRTM-Geländemodell (*Shuttle Radar Topography Mission*, <http://srtm.usgs.gov/>), in das Projekt eingebunden. Somit konnten alle Flächen, die über 860 m liegen, als Siedlungsflächen ausgeschlossen werden, da im Bereich des Untersuchungsgebiets keine Siedlung über dieser Höhe liegt. Nachdem jedoch anschließend immer noch einige Felsflächen in der Klasse Siedlung zu finden waren, wurden zusätzlich mit Hilfe des klassenbezogenen Merkmals "*Border to*" alle Flächen, die an bereits klassifizierte Felsflächen angrenzen, und mit dem Merkmal "*Distance to*" auch jene Flächen, die nicht weiter als 25 Pixel entfernt liegen, ebenfalls als Fels klassifiziert. Abb. 4 zeigt das Ergebnis der bisherigen Klassifikation, in der alle Flächen, die eindeutig nicht zum Grünland gehören, klassifiziert wurden (weiße Bereiche). Diese klassifizierten Flächen werden anschließend ausmaskiert, was bedeutet, dass sie bei den weiteren Untersuchungen außer Acht gelassen wurden.

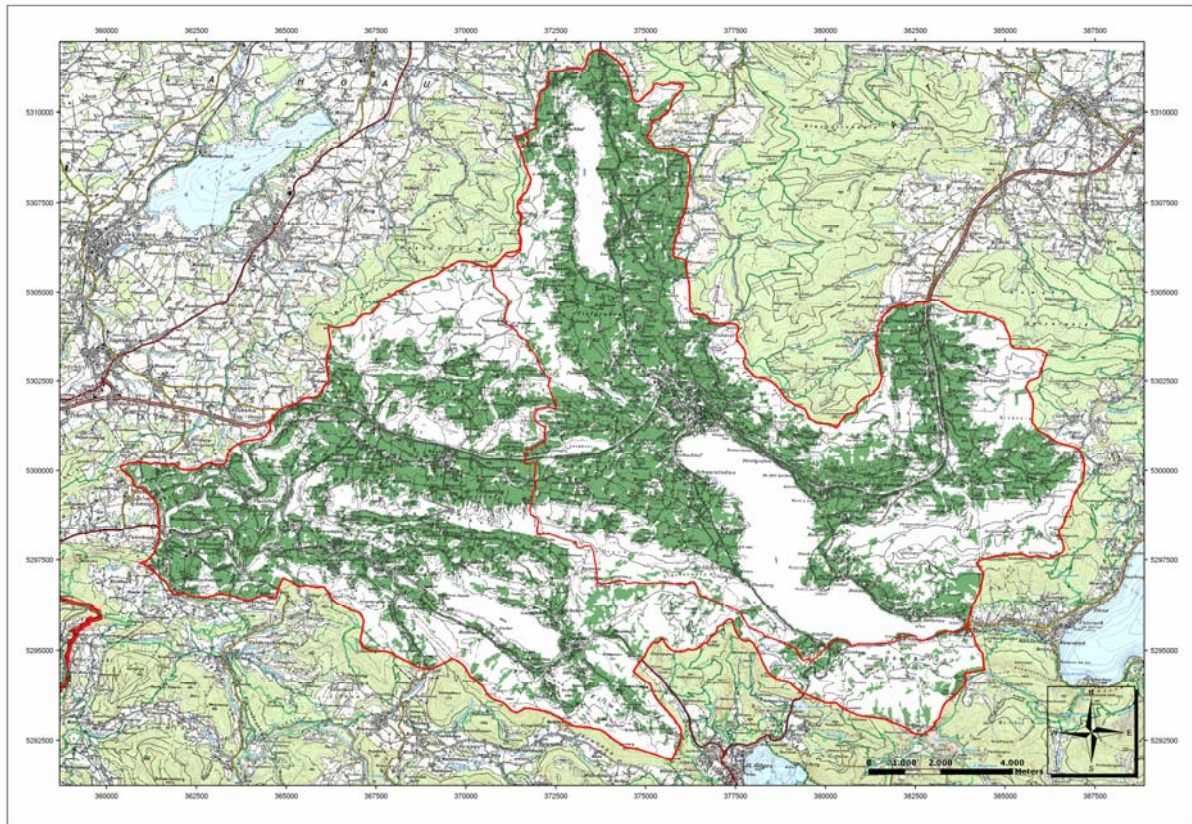


Abb. 4: Ausmaskierte Flächen. Innerhalb des Einzugsgebietes werden die maskierten Flächen weiß dargestellt, während die grünen Flächen die Zielflächen des Grünlandes darstellen.

Eine Spectral Temporal Change Classification (STCC, vgl. LANG et al., 2003a) ermöglicht das Erkennen von Veränderungen im Bereich der spektralen Eigenschaften zwischen zwei Zeitpunkten. Dazu müssen in einem ersten Schritt zwei aufeinander folgende Zeitschnitte zu einem multitemporalen Bild kombiniert werden, wobei jeweils nur der Kanal im Bereich des nahen Infrarots herangezogen wurde. Hier sind die Unterschiede in der Höhe des Vegetationsbewuchses besonders deutlich. Im Folgenden wird die Vorgehensweise am Beispiel der Kombination der April-Szene (19.04.2005) und der Mai-Szene (26.05.2005) geschildert. Eingangs wurden beide Satellitenbilder georeferenziert und durch ein Histogramm-Matching aneinander angepasst. Durch die Georeferenzierung wird eine Positions- oder Ortsinformation auf der Erde mit dem Satellitenbild in Verbindung gebracht. Das Histogramm-Matching ermöglicht dabei eine Anpassung der Reflexionswerte und damit der Farbcharakteristik beider Bilder.

Nach dem Abgleich der beiden Szenen konnten die beiden Zeitschnitte zu einem multitemporalen Bild zusammengefasst werden. Dabei wird der Infrarotkanal der Aprilszene zweimal in das neue Bild eingebunden und anschließend in blau bzw. grün dargestellt. Rot dargestellt wurde der ebenfalls in das Bild eingebundene Infrarotkanal der Mai-Szene (siehe Abb. 5). Die Kombination der Bildinformation

kann nun folgendermaßen interpretiert werden: bei Flächen, die in einem Rotton erscheinen, handelt es sich um Flächen, die zum Zeitpunkt im Mai stärker im Infrarotbereich reflektieren, also einen stärkeren Vegetationsbewuchs aufweisen als zum Zeitpunkt im April. Es muss sich folglich um Flächen handeln, die im Zeitraum zwischen April und Mai nicht gemäht wurden. Dementsprechend können alle Flächen, die in einem Blauton erscheinen, als gemähte Flächen klassifiziert werden.

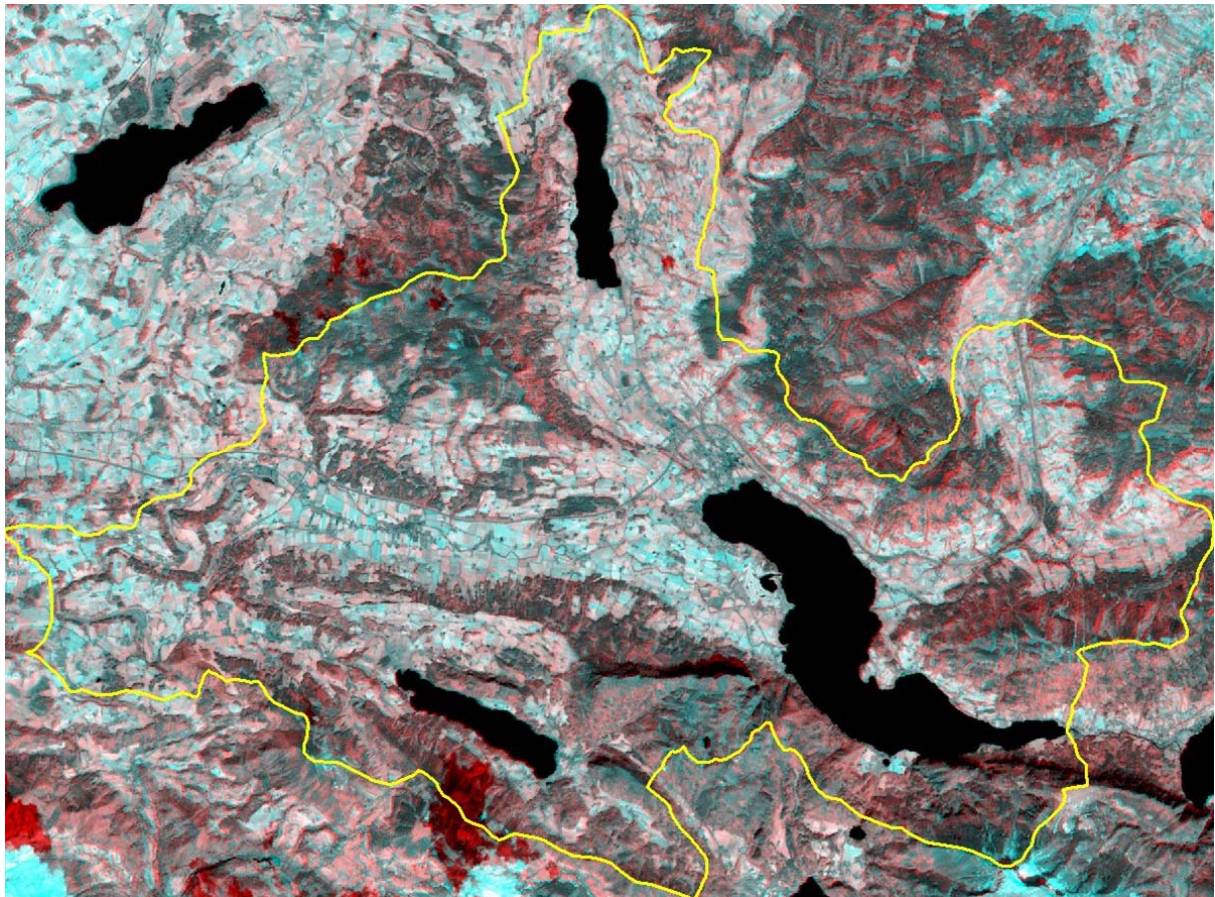


Abb. 5: Kombination der beiden Satellitenbildszenen zu einem multitemporalen Bild. Die Anwendung der STCC zeigt ein multi-temporales Bild der April- und Mai-Szene, in dem rote Flächen ungeschnittene und blaue Farbgebungen gemähte Grünlandflächen darstellen

5. Ergebnisse

Das Ergebnis der Klassifikation (siehe Abb. 6) bildet die Ausweisung von Flächen, die im Zeitraum vom 19.04.2005 bis zum 26.05.2005 gemäht wurden (gelb) bzw. jener Flächen, die durch eine Zunahme des Vegetationsbewuchses charakterisiert sind (grün). Flächen, die aufgrund ihrer spektralen Eigenschaften nicht eindeutig zugewiesen werden konnten, wurden in einer dritten Klasse zusammengefasst (Zwischenbereich, orange).

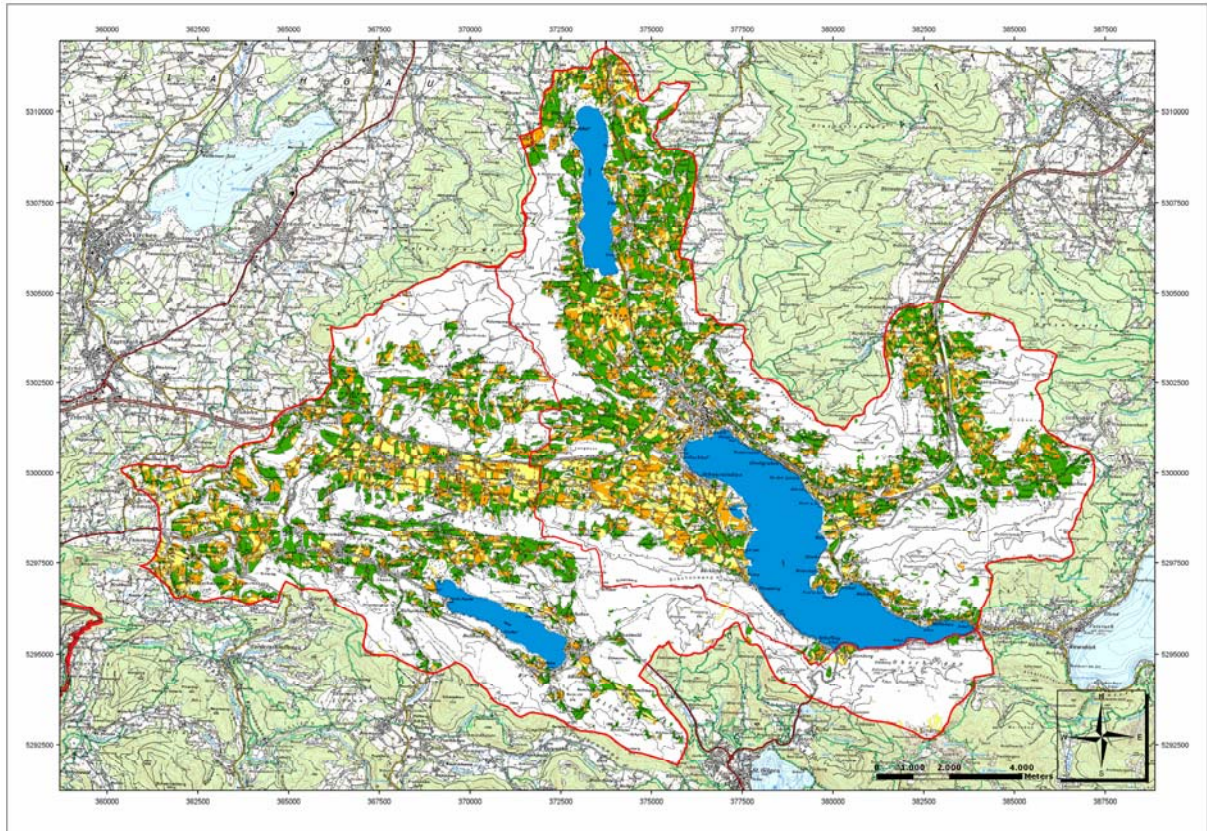


Abb. 6: Als intensiv ermittelte Grünlandflächen im Einzugsgebiet Mondsee. Das Tal der Fuschlerache wird mit seinen gelben Flächen durch intensive Grünlandwirtschaft charakterisiert, während die grün dargestellten Flächen extensiv bewirtschaftet werden. Als orangefarbene Einheiten sind diejenigen Flächen dargestellt, dessen spektrale Eigenschaften nicht eindeutig zugewiesen werden konnten.

Wird nun jedes multitemporale Bild auf diese Art klassifiziert, gewinnt man die gewünschte Information über die Nutzungshäufigkeit der Grünlandflächen. Selbstverständlich muss dazu eine ausreichende Anzahl an Satellitenbildszenen, und zwar über die gesamte Vegetationsperiode hinweg, verfügbar sein. Aufgrund der eingangs genannten Gründe standen während der Bearbeitung für die Vegetationsperiode 2005 leider nur zwei nutzbare ASTER-Szenen zur Verfügung. Alle weiteren Aufnahmen waren aufgrund des hohen Bewölkungsgrads unbrauchbar.

Über folgende Annahmen konnten jedoch bis zu einem gewissen Grad auch aus dem bisherigen Ergebnis Aussagen zur Schnitthäufigkeit gewonnen werden: Sowohl ein- als auch zweischnittige Wiesen, also extensiv genutzte Grünlandflächen, werden zwischen dem 19. April (Aufnahmezeitpunkt der ersten Szene) und dem 26. Mai (Aufnahmezeitpunkt der zweiten Szene) generell noch nicht gemäht. Dreischnittige Wiesen werden eventuell in diesem Zeitraum gemäht und nur der Rest der Flächen (vier und mehr Schnitte) wird definitiv geschnitten. Die Annahme einer eventuellen Mahd dreischnittiger Wiesen begründet sich auf der Tatsache, dass die Vegetationsperiode 2005 aufgrund eines relativ späten Wintereinbruchs und der

langen Schneebedeckungsdauer erst in der zweiten Hälfte des Monats April einsetzte. In Anbetracht der Zeitspanne von April bis Anfang November und der Aufwuchsdauer des Bestandes ist es ebenso wahrscheinlich, dass dreischnittige Wiesen mit anschließender Nachweide in die Kategorie "geschnitten" fallen müssen.

6. Genauigkeitsabschätzung und Validierung

Basierend auf den soeben genannten Annahmen, kann das Ergebnis der Klassifikation anhand der im Gelände und in Zusammenarbeit mit den Landwirten aufgenommenen Felddaten überprüft werden. Die Felddaten spezifizieren einzelne Flächen der Katastermappe, auf denen Bodenproben für die Analyse der Nährstoffgehalte des Bodens entnommen wurden. Parallel zu der Bodenbeprobung wurden Informationen zur Schnitthäufigkeit und der Art der Bewirtschaftung der Parzelle aufgenommen.

Die aufgenommenen Flächen stellen die Basis der Validierung dar, da für das gesamte Einzugsgebiet aufgrund seiner Größe eine flächendeckende Validierung im Gelände zeitlich und finanziell nicht gerechtfertigt erscheint. Diese Informationen werden mit den Ergebnissen aus der Satellitenbildanalyse kombiniert und ausgewertet.

Insgesamt wurden zur Validierung 162 Flächen aus der Feldbegehung herangezogen. Diese Flächen wurden auf Übereinstimmung zwischen der Feldbegehung und der Modellierung überprüft. Eine Betrachtung der 72 gemähten Flächen ergab, dass 25 Feldstücke als richtig, 26 als bedingt richtig und 21 als falsch klassifiziert wurden. Bedingt richtig umfassen hier die dreischnittigen Wiesen des in Abb. 6 dargestellten Zwischenbereichs, die mit großer Wahrscheinlichkeit geschnitten wurden. Einen Hinweis auf diesen Zusammenhang gibt Tab. 1, in der 31 Flächen mit einer dreischnittigen Wiese detektiert wurden.

Tab. 1: Vergleich der als gemäht ausgewiesenen Feldstücke aus der Feldbegehung mit den Ergebnissen aus der Satellitenbildanalyse

Schnitthäufigkeit laut Feldbegehung	Anzahl Feldstücke, die als gemäht klassifiziert wurden	Prozentanteil bezogen auf die Flächenanzahl	Prozentanteil bezogen auf die Fläche
0	6		
1	0	14	13
2	4		
3	31	43	36
4	24	43	51
5	7		
Summe	72	100	100

Tab. 1 zeigt den Vergleich der aus der Modellierung als geschnitten klassifizierten Flächen und der Ansprache aus der Feldbegehung. So wurden beispielsweise 6

Flächen als gemäht klassifiziert, obwohl diese Flächen nach der Feldbegehung keine Nutzung aufweisen. Betrachtet man die Anzahl der Flächen, die mit 3 - 5 Schnitten angegeben sind, so ist erkennbar, dass 86 % der Flächen richtig und 14 % falsch klassifiziert wurden.

Die Anzahl der richtig oder falsch klassifizierten Flächen gibt nur eine quantitative Zahl zurück, sagt aber nur wenig über die flächendeckende Verbreitung der Flächen aus. Werden die Flächengrößen der richtig, bedingt richtig und falsch klassifizierten Flächen betrachtet, so ergibt sich folgendes Bild. Während die falsch klassifizierten Flächen sich prozentual wenig verändern, so steigt der prozentuale Anteil der richtig klassifizierten Einheiten von 43 auf 51% bzw. unter der Annahme, dass aufgrund der kurzen Vegetationsperiode wahrscheinlich auch die dreischnittigen Wiesen dazu gehören, von 86 % auf 87 %.

Im Folgenden werden die als ungeschnitten klassifizierten Flächen untersucht (Tab. 2). Ungeschnitten sollten diejenigen Flächen sein, die weniger als drei Schnitte in der Vegetationsperiode 2005 aufweisen. Das Resultat der Analyse ergibt, dass die als ungeschnitten klassifizierten Einheiten im Vergleich zu den oben genannten geschnittenen Flächen weniger gut erfasst wurden. Nur 19 % (17 Flächen) der Flächen können als richtig klassifiziert angesehen werden, während 39 % (35 Flächen) definitiv falsch klassifiziert wurden. Bezogen auf die Flächenausmaße verschiebt sich das Ergebnis wie auch bei den als gemäht klassifizierten Flächen zum Besseren: 30 % der Flächen wurden als richtig, 22 % als definitiv falsch klassifiziert.

Tab. 2: Vergleich der als ungemäht ausgewiesenen Feldstücke aus der Feldbegehung mit den Ergebnissen aus der Satellitenbildanalyse

Schnitthäufigkeit laut Feldbegehung	Anzahl Feldstücke, die als ungemäht klassifiziert wurden	Prozentanteil bezogen auf die Flächenanzahl	Prozentanteil bezogen auf die Fläche
0	15		
1	0	19	30
2	2		
3	38	42	48
4	28		
5	7	39	22
Summe	90	100	100

Die Zusammenfassung der Ergebnisse zeigt Tab. 3. Während 48 % der zugeordneten Flächen als gesichert gelten, sind 28 % definitiv falsch zugeordnet. Unter Einbezug der oben genannten Bedingung für die unsicher zugeordneten Einheiten, können 72 % der Richtigkeit für die Vegetationsperiode 2005 angenommen werden. Werden die jeweiligen Flächenanteile der Klassifizierung zugrunde gelegt, so ist eine räumliche Genauigkeit von 82 % gewährleistet.

Tab. 3: Zuordnung der richtig, bedingt richtig und falsch zugeordneten Grünlandschnitte auf Basis der Anzahl und Flächen und der Flächengröße

Anzahl der Flächen (insgesamt 162)			
	richtig zugeordnet	bedingt richtig	falsch zugeordnet
Summe	48	69	45
Prozent	30	43	28
Flächenanteile in ha (insgesamt 86,39 ha)			
	richtig zugeordnet	unsicher zugeordnet	falsch zugeordnet
Summe	35	36	15
Prozent	41	42	18

Ob die Resultate schlussendlich auf einen ungenauen Klassifikationsalgorithmus oder Änderungen der Landnutzungsintensität aufgrund der kurzen Vegetationsperiode zurückzuführen ist, lässt sich aus dieser Analyse allein nicht ableiten. Ferner erstreckt sich das Einzugsgebiet über eine Höhendistanz von 475 bis 1650 m. Diese Höhendifferenz von 1175 m zieht unterschiedliche klimatische Einflüsse nach sich. So kann zum Beispiel der Zeitraum der Schneebedeckung auf den Feldstücken zwischen den tiefen und den hohen Bereichen so stark variieren, dass die in Höhenlage länger mit Schnee bedeckten Felder einen Schnitt weniger umfassen.

Aufgrund der gesteigerten räumlichen Genauigkeit kann geschlussfolgert werden, dass es vor allem die räumlich größeren Flächen sind, die besser klassifiziert werden. Daraus lässt sich ableiten, dass der ASTER Sensor mit seiner räumlichen Auflösung von 15 m für die Erkennung der Landnutzungsintensität in einer kleinräumigen Landwirtschaft wie im Einzugsgebiet Mondsee entsprechenden Limitationen unterliegt.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Hauptproblem bei der Ermittlung von Veränderungen in der Landnutzung bildet die schlechte Datenlage; speziell in der Vegetationsperiode 2005. Ein Großteil der monatlich akquirierten Satellitenbildszenen ist aufgrund ungünstiger Wetterbedingungen (übermäßige Wolkenbedeckung) hinsichtlich der Nutzbarkeit stark limitiert. Selbst wenn die eigentliche Bedeckung minimal ist, ist oft mit Wolkenschatten zu rechnen, die es trotz einiger Versuche der Bildverbesserung erschweren, Aussagen in diesem Bereich des Gebietes zu treffen.

Wichtig ist außerdem, dass die miteinander kombinierten Bilddaten einwandfrei übereinander liegen, das heißt optimal co-registriert und georeferenziert sind. Dies erfolgte im vorliegenden Fall anhand mehrerer im Gelände eingemessener GPS-Passpunkte. Hierbei ergab sich jedoch das Problem, dass viele Punkte aufgrund der 15 m-Auflösung der Satellitenbildszenen nicht einhundertprozentig genau bzw.

überhaupt nicht positioniert werden konnten, was die Qualität der Referenzierung und damit das Ergebnis beeinträchtigt.

Dennoch konnte gezeigt werden, dass mit objektbasierten Methoden der Bildanalyse aus multi-temporalen Satellitendaten eine sinnvolle Extraktion von intensiv genutzten Grünlandflächen umgesetzt werden kann. Das Ziel der konkreten Ausweisung von Flächenintensitäten von einem bis fünf Schnitten konnte aufgrund der schlechten Wetterbedingungen in der Vegetationsperiode nicht erreicht werden. Dies liegt primär an der unzureichenden zeitlichen Überdeckung der akquirierten Satellitenbildszenen, die aufgrund der hohen Wolkenbedeckung entstand. Da der Satellit kontinuierlich zwischen 10:07 und 10:12 Uhr Ortszeit das Gebiet überfliegt, sind ebenfalls morgendlich auftretende Nebelfelder vor allem im Frühjahr und Herbst ein Problem im voralpinen Seengebiet (KLUG, 2007).

Um dem Problem der Datenlücken bzw. Datengenauigkeiten zu entkommen, können kommerzielle Satelliten genutzt werden (IKONOS mit 0,8 m, QuickBird 0,6 m, SPOT 2,5 m). Allerdings garantieren die Datenlieferanten auch hier nur eine Gewährleistung von weniger als 20 % Wolkenbedeckung. Darüber hinaus steigen die Kosten für ein vorprozessiertes multispektrales Bild in US\$ / km² immens (IKONOS 36, QuickBird 25, SPOT 8.100 (Vollszene von 60 x 60 km)). Dem gegenüber steht jedoch eine höhere räumliche Auflösung, die wiederum Aussagen von der Mesoskala auf das lokale Niveau zulassen würde.

Der Nachweis für die Möglichkeit der Beobachtung von Schnittfolgen auf Grünlandflächen wurde erbracht. Die für ein stabiles Monitoringsystem erforderliche zeitliche Überdeckung wird durch die zukünftige Datenlieferung neuer Satellitensysteme (TerraSAR-X, Cosmo-SkyMed, seit Juni 2007 im Umlauf) verbessert. Ähnlich wie bei dem Überwachungssystem von landwirtschaftlichen Subventionsflächen in der EU (MARS, <http://www.marsop.info/>) erfordert die Operationalisierung eine längere Entwicklungsphase.

8. Danksagung

Diese Studie wurde durch das INTERREG IIIA Projekt "SeenLandWirtschaft" unterstützt. Zusätzlich wurden Mittel der Paris-Lodron Stiftungsgesellschaft der Universität Salzburg für studentische Hilfsmittel genutzt.

9. Literaturverzeichnis

- BLASCHKE, T., M. CONRADI und S. LANG, 2001: Multi-scale image analysis for ecological monitoring of heterogeneous, small structured landscapes. Proceedings of SPIE, Toulouse, 35-44.
- BLASCHKE, T., S. LANG, E. LORUP, J. STROBL und P. ZEIL, 2000: Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications. In: A. Cramers & K. Greve (eds.), Environmental Information for Planning, Politics and the Public. Metropolis Verlag, Marburg, 555-570.

- BOSERUP, E. (1965): The Condition of Agricultural Growth. 124 p., London. ISBN 0415312981.
- BRIEMLE, G. und M. ELSÄSSER, (1997): Die Funktionen des Grünlandes. In: Berichte über Landwirtschaft, 75, 272-290, ISSN 0005-9080.
- ELSÄSSER, M., 2000: Wirkungen extensiver und intensiver Weidenutzungsformen auf die Entwicklung und Verwertbarkeit von Grünlandaufwüchsen. In: Natur und Landschaft, 75, 9/10, 357-363.
- KLUG, H., 2002: Aster Tutorial. White Paper. URL: http://www.hermannklug.com/images/downloads/2002_06_01_Astertutorial.pdf (Zugriff: 20.09.2007).
- KLUG, H., 2007: Die naturräumliche und sozio-ökonomische Gliederung des Mondsee Einzugsgebietes. Unveröffentlichter Bericht, zugänglich unter http://www.hermannklug.com/images/downloads/2007_06_25_Naturraum.pdf, letzte Aktualisierung 18.09.2007.
- LANG S. und T. BLASCHKE, 2006: Bridging remote sensing and GIS - what are the most supportive pillars? In: Lang, S., T. Blaschke und E. Schöpfer (Hrsg.): International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XXXVI-4/C42.
- LANG, S., 2002: Zur Anwendung des Holarchiekonzeptes bei der Generierung regionalisierter Segmentierungsebenen in höchstauflösenden Bilddaten. In: T. Blaschke (Hrsg.), Fernerkundung und GIS: Neue Sensoren – innovative Methoden. Wichmann Verlag, Heidelberg, 24-33.
- LANG, S., E. SCHÖPFER und T. BLASCHKE, 2003a: Object-specific change detection based on assisted feature extraction: a case study of an expanding suburban area. In: ISPRS Archives, XXXIV, Part 7/W9, 93-98.
- LANG, S., T. BLASCHKE, T. LANGANKE, U. KIAS und W. DEMEL, 2003. Objektbasierte Ansätze zur halbautomatisierten Fortschreibung von CIR-Luftbild Kartierungen – ein Verfahrensvergleich. GIS, 9, 17-25.
- NEUBERT, M und G. MEINEL, 2003. Segmentierungsansätze für Fernerkundungsdaten im Vergleich. In: Strobl, S., T. Blaschke und G. Griesebner (eds.), Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XV, Wichmann Verlag, Heidelberg, 323-339.

Autoren:

Dr. Hermann Klug, Dr. Stefan Lang, MA rer. nat Maria-Lena Pernkopf,
Dipl. Geophys. Peter Zeil
Zentrum für Geoinformatik (Z_GIS), Universität Salzburg



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Der Waginger–Tachinger See (Bayern, Deutschland): Einzugsgebiet, trophische Entwicklung und Phosphordynamik

G. Buchmeier

Zusammenfassung

Die Einzugsgebiete des Waginger und des Tachinger Sees weisen trotz der geografischen Nähe zueinander deutliche Unterschiede bezüglich der Hydrologie auf. Der Abfluss im quellwasserdominierten Tenglinger Bach als Zufluss zum Tachinger See schwankt weit weniger aufgrund von Hochwasserereignissen als Höllen- und Schinderbach, welche stark von Zwischenabfluss geprägt sind und in den Waginger See münden.

Die Trophische Entwicklung verlief etwa parallel in den beiden Seen, im Waginger See aber heftiger und etwas früher, mit starker Eutrophierung ab den 50er Jahren, einem Eutrophierungmaximum während der 80er Jahre und anschließendem Beginn der Reoligotrophierung aufgrund von abwassertechnischen Maßnahmen im Einzugsgebiet. Der Waginger See wird derzeit einheitlich als eutroph bewertet, während die Bewertung des nährstoffärmeren Tachinger Sees je nach Verfahren von oligo-mesotroph bis eutroph reicht.

Im Waginger See ist Phosphorrücklösung aus dem Sediment während der Sommerstagnation wahrscheinlich, die Einträge über die Zuflüsse übersteigen diese interne Düngung jedoch um ein vielfaches.

Lake Waginger-Tachinger See (Bavaria, Germany): Catchment Area, Trophic Development and Phosphorous Dynamic

Summary

The catchment areas of Lake Waginger See and Lake Tachinger See show in spite of the geographical nearness to each other clear differences with regard to the hydrology. The runoff in springwater-dominated brook Tenglinger Bach as an influx to Lake Tachinger See sways far less on the basis of high water events than the brooks Schinderbach und Höllenbach, which are strongly marked by interflow and are influxes to Lake Waginger See.

The trophic development ran nearly parallel in both lakes, in Lake Waginger See, however, more heavily and a little earlier, with strong eutrophication from the 50s, an eutrophication maximum during the 80s and following reoligotrophication on the basis of sewage-technology in the catchment area. The Lake Waginger See is seen nowadays uniformly as eutroph, while the assessment of the more nutrient-poor Lake Tachinger See reaches depending on procedure from oligo-mesotroph to eutroph.

In Lake Waginger See phosphorus back-solution from the sediment is likely during the summer stagnation, the entries about the influxes exceed this internal fertilization, nevertheless, around a multiple one.

1. Einleitung

Erste umfassende Untersuchungen des Waginger-Tachinger Sees und seines Einzugsgebietes wurden 1970 bis 1972 durchgeführt (NÄHER et al., 1974). Eine Sanierung des abwasserbelasteten Sees war damals unumgänglich. Die Gemeinden haben seitdem die Abwasserbeseitigung geordnet und leiten die Abwässer größtenteils zur Kläranlage unterhalb des Sees. Dadurch hat sich die Situation in beiden Seebecken spürbar verbessert, jedoch weniger als erhofft.

Seit 1978 werden vom Wasserwirtschaftsamt Traunstein an den drei Hauptzuflüssen kontinuierlich die Wasserstände gemessen und ab 1983 werden die beiden Seeteile regelmäßig untersucht. Von 1993 bis 2001 waren in beiden Teilseen nur noch geringfügige Schwankungen des Nährstoffangebotes und keine weiteren Verbesserungen der Gewässerqualität mehr zu beobachten (BUCHMEIER, 2003). Massenentwicklungen giftbildender Cyanobakterien („Blualgenblüten“) kommen im Waginger See immer noch vor, stellten aber in den letzten Jahren kein größeres Problem dar. Im nährstoffärmeren Tachinger See treten sie nicht auf (TRAUTWEIN, S., Wasserwirtschaftsamt Traunstein, mündliche Mitteilung). Vor 200 Jahren und noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts waren beide Seen nährstoffärmer (oligo-mesotroph bis schwach mesotroph) als der Tachinger See jetzt (HOFMANN, 2002).

Um die zukünftige Entwicklung der Seen abzuschätzen, wurde in Untersuchungen des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein in den Jahren 2001/2002 geklärt, dass den Seen noch größere Mengen an Nährstoffen von außen zugeführt werden. Der Phosphoreintrag in den Waginger See betrug im Zeitraum April 2001 bis März 2002 ca. 18 t ($2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), wobei mindestens 15 t (85%) dem Austrag aus der landwirtschaftlichen Fläche zugeordnet werden mussten. Der Tachinger See erhielt im selben Zeitraum ca. 1 t Phosphor ($0,35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), wobei hier der Austrag aus der landwirtschaftlichen Fläche mindestens 0,2 t (20%) betrug (BUCHMEIER, 2003).

Aufgrund dieser Situation am Waginger-Tachinger See wurde das INTERREG IIIA-Projekt „Nachhaltige Landwirtschaft in der euRegionalen Seenlandschaft“ kurz „SeenLandWirtschaft“ eingereicht, bewilligt und durchgeführt. Ziel des Projektes war die Verbesserung bzw. Erhaltung der Wasserqualität durch Verringerung von Nährstoffeinträgen an Mond- und Irrsee (Österreich), sowie am Waginger-Tachinger See. Hierzu wurden basierend auf den im Projekt durchgeführten Untersuchungen und Ergebnissen Maßnahmenvorschläge entwickelt. Die landwirtschaftlichen Betriebe wurden dahingehend beraten, diese Maßnahmen umzusetzen.

Untersuchungen an den Seen wurden im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt. Das Abflussgeschehen in den Einzugsgebieten, die trophische Entwicklung der Seen und ihre Phosphordynamik werden in diesem Beitrag anhand der Ergebnisse der Routinebeprobungen des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein für den Waginger-Tachinger See dargestellt. Der Verlauf der limnologischen Entwicklung bis heute wird beschrieben. Eine Aussage über die Wirkung von im Projekt umgesetzten Maßnahmen anhand dieser Daten ist noch nicht möglich. Momentan sind beide Seen als eutroph eingestuft (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2005).

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000) schreibt vor, dass der Waginger-Tachinger See bis spätestens 2015 mindestens einen guten ökologischen Zustand erreichen muss. Dies erlaubt geringfügige Abweichungen vom natürlichen (nährstoffärmeren) Zustand. Diese Zielerreichung wird derzeit am Waginger See für unwahrscheinlich, am Tachinger See für unklar eingeschätzt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2005). Im Zuge der Umsetzung der WRRL sind Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bis 2012 umzusetzen, sofern dieser nicht erreicht wird (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000). Durch das Projekt „SeenLandWirtschaft“ wurde mit Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bereits begonnen. Ob und in welcher Form dies ab 2008 weitergeführt werden kann, ist derzeit (Stand September 2007) noch unklar.

2. Datengrundlage

Sofern keine andere Datenquelle angegeben ist, wurden in dieser Arbeit Untersuchungsergebnisse des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein verwendet. Es handelt sich hierbei um Abflussdaten von den drei Hauptzuflüssen und Beprobungen der Seen. Die Niederschlagsangaben basieren auf Werten des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Die Abflussdaten stammen von Pegelmessstellen mit natürlichen Sohlen, welche bei Hochwässern auch umgelagert werden können. Die Kurven zur Berechnung der Abflüsse aus den Wasserständen wurden vom Landesamt für Wasserwirtschaft aus Flügelmessungen des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein ermittelt und für die sehr hohen Abflüsse extrapoliert.

In den Jahren 1983 bis 2001 wurden beide Seen jährlich beprobt. Ab 2004 wurde auf einen dreijährlichen Rhythmus umgestellt, da die Schwankungen zwischen den Jahren ab 1993 sehr gering waren. Aufgrund der Bewertung „unklar“ für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes bis 2015 am Tachinger See wurden die Beprobungen von 2007 auf 2006 voverlegt. Die Beprobungen über die gesamte Wassersäule bis über Grund erfolgten mindestens sechsmal im Jahr (alle zwei Monate). Im Epilimnion wurden mindestens alle 2,5 m im Hypolimnion mindestens alle 5 m Wasserproben mittels eines Ruttner- oder UWITEC-Schöpfers entnommen. Die Probennahme an den Seen erfolgte immer vormittags an der jeweils tiefsten

Stelle. Alle Wasserproben wurden bis zur Filtration und Analyse gekühlt und zeitnah nach den einschlägigen DIN- und EN-Verfahren im Labor des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein analysiert.

3. Der See und sein Einzugsgebiet

Der Waginger-Tachinger See liegt im bayerischen Alpenvorland, nahe der Grenze zu Österreich (Lage: $12^{\circ} 45' O$, $47^{\circ} 70' N$) im Landkreis Traunstein. Er gliedert sich in zwei deutlich getrennte Becken, welche durch eine Engstelle bei Tettenhausen miteinander verbunden sind. Hauptzuflüsse sind der Schinderbach ($MQ = 0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) und der Höllenbach ($MQ = 0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) am Waginger See, sowie der Tenglinger Bach ($MQ = 0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) am Tachinger See (Abb. 1). Der Tachinger See entwässert in den Waginger See, dessen Abfluss die Götzingener Ache am südöstlichen Seeende ist. Die Limnologie der beiden Becken unterscheidet sich grundlegend. Wichtige Kennzahlen der beiden Seebecken und ihres Einzugsgebietes sind in Tab. 1 aufgeführt.

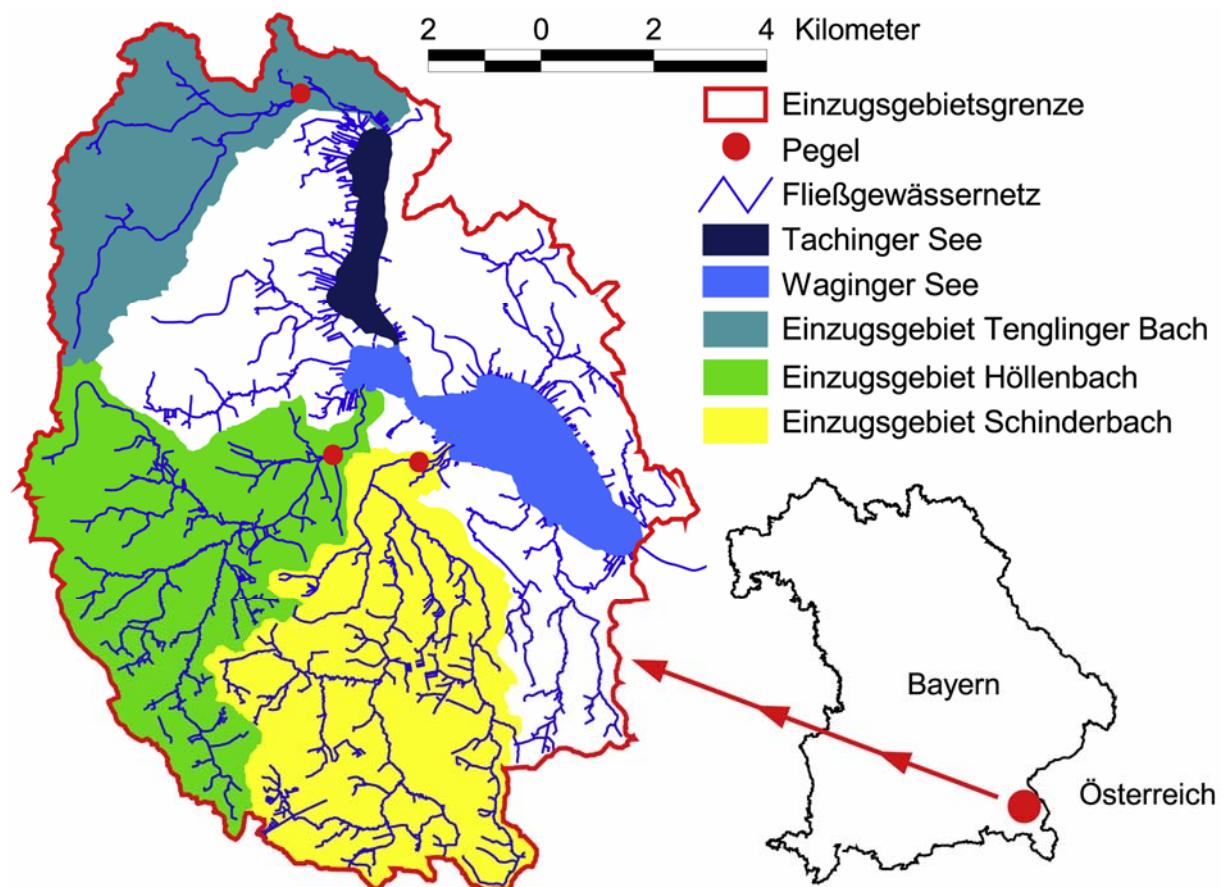


Abb. 1: Lage des Einzugsgebietes des Waginger Tachinger Sees und seiner Hauptzuflüsse mit den Pegelmessstellen des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein

Der mittlere Jahresniederschlag beträgt in Waging 1200 mm. Davon fallen ca. 60% im Sommerhalbjahr. Im Einzugsgebiet der Seen nehmen die Niederschläge von Südwesten nach Nordosten ab. In den Einzugsgebieten des Schinder- und Höllenbachs, welche dem Waginger See zufließen, sind die Niederschläge höher als im Gebiet des Tenglinger Bachs und des Tachinger Sees.

Tab. 1: Kennzahlen des Waginger und Tachinger Sees (nach (a) BAYERISCHES LANDES-AMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1982, (b) LÖSCHENBRAND et al., 2007)

	Waginger See	Tachinger See
Wasserspiegel (m ü NN) (a)	442	442
Oberfläche (km ²) (b)	6,61	2,38
Volumen (10 ⁶ m ³) (a)	90,4	21,6
Maximale Tiefe (m) (a)	27,0	16,5
Mittlere Tiefe (m) (a)	13,7	9,1
Theoretische Wassererneuerungszeit (a)	1	1,8
Oberirdisches Einzugsgebiet (km ²) (incl. Seefläche) (b)	(91,24 + 31,37) 122,61	31,37
Landwirtschaftliche Nutzfläche (km ²) im Einzugsgebiet (b)	52,55	20,06

Das Gebiet um die eiszeitlich entstandenen Seen ist von den Ablagerungen des Salzachgletschers geprägt und naturräumlich dem Salzach-Hügelland zuzuordnen. Es ist von Plateauflächen und tief eingeschnittenen Tälern geprägt. Die Schluchten sind zum Teil so tief, dass im Tertiär abgelagerte, wasserstauende Schichten angeschnitten werden und Quellen austreten.

Das Einzugsgebiet des Tachinger Sees wird durch die Endmoräne geprägt, das des Waginger Sees durch die Grundmoräne. Daher versickert im südlich gelegenen Einzugsgebiet des Waginger Sees wesentlich weniger Wasser als im nördlich gelegenen Einzugsgebiet des Tachinger Sees. Besonders im Bereich westlich des Tachinger Sees gibt es viele ergiebige Quellen. Das Gewässernetz ist im Einzugsgebiet des Waginger Sees wesentlich dichter als im Einzugsgebiet des Tachinger Sees. Dies ist auf die geringere Durchlässigkeit des Untergrundes zurückzuführen (MÜLLER und ZIEGLER, 1978).

Die Werte an der Messstation Waging (Tab. 2) charakterisieren den Niederschlag in der Mitte des Gebietes. Im Gebiet des Höllenbachs ist der Abfluss am geringsten, obwohl die Niederschläge in seinem Einzugsgebiet höher sind als im Gebiet des Tenglinger Bachs. Aus dem Gebiet des Schinderbachs fließt am meisten Wasser ab. Die Schwankungen zwischen den verschiedenen Jahren betragen am Tenglinger Bach $\pm 30\%$, am Höllen – und Schinderbach rund $\pm 50\%$.

Tab. 2: Abfluss (pro m² Einzugsgebietsfläche) aus den Einzugsgebieten der drei Hauptzuflüsse des Waginger-Tachinger Sees und Niederschlag in Waging im Zeitraum 1978 - 2004

	Abfluss Tenglinger Bach (mm)	Abfluss Höllenbach (mm)	Abfluss Schinderbach (mm)	Niederschlag Waging (mm)
Minimum	367	253	308	852
Median	505	488	646	1184
Mittelwert	509	508	662	1208
Maximum	660	826	962	1544

Die Schwankungen zwischen den verschiedenen Monaten (Abb. 2) sind am stark durch Quellwasser geprägten Tenglinger Bach wesentlich geringer als an den beiden anderen Bächen. In den Wintermonaten werden besonders am Schinderbach deutlich höhere Abflüsse gemessen als im Sommer, obwohl die Niederschläge geringer sind. Die sehr hohen Abflüsse im Frühjahr, besonders im März, fallen mit der Schneeschmelze im Gebiet zusammen.

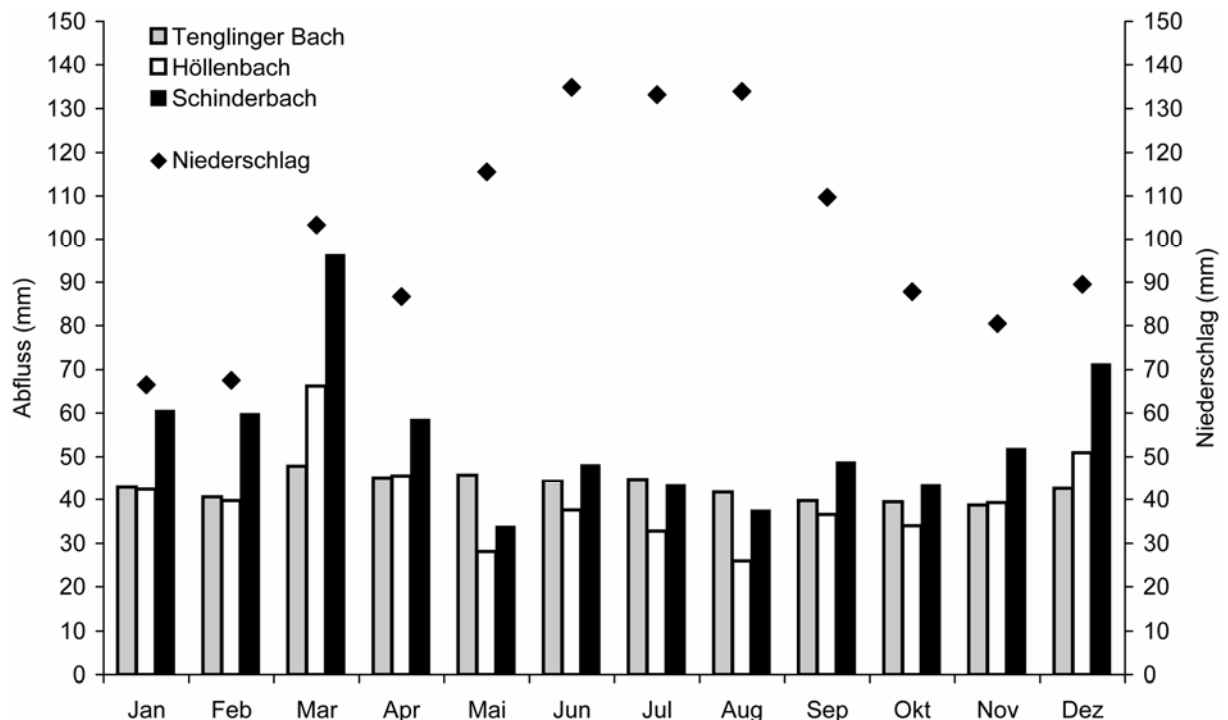


Abb. 2.: Monatlicher Abfluss (pro m² Einzugsgebietsfläche) aus den Einzugsgebieten der drei Hauptzuflüsse des Waginger-Tachinger Sees und Niederschlag in Waging berechnet für den Zeitraum 1993 - 2004

Der kleinräumige Wechsel in der Zusammensetzung des Untergrundes bedingt nach Mächtigkeit und Typ sehr verschiedene Böden. Die Reichsbodenschätzung weist für

die meisten landwirtschaftlichen Flächen lehmige Böden aus. Hauptsächlich am (westlichen) Rand des Einzugsgebietes liegen ehemalige Hochmoore (Kammer-, Demmel-, Roth- und Harpfetshamer Filz). Besonders im südlichen Teil des Einzugsgebietes befinden sich ehemalige Niedermoore (Weitmoos, Hinterschnaiter Moos, Öd-Moos).

Ungefähr ein Drittel der Fläche des Einzugsgebietes ist mit Wald bedeckt. Der Großteil der landwirtschaftlichen Fläche wird als Grünland intensiv genutzt. Viele der landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden durch Entwässerungsgräben oder Drainagen melioriert. Im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees sind circa ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Flächen drainiert (WENDLAND, M., Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising, mündliche Mitteilung).

4. Trophische Entwicklung der Seen

Nach HOFMANN (2002) liegt der Waginger See anhand der benthischen Kieselalgen derzeit im eutrophen, der Tachinger See im oligo-mesotrophen bis schwach mesotrophen Bereich, den sie für beide Seen als potenziell natürlichen Zustand annimmt. Diese Einstufung war noch in den 50er Jahren gültig.

Ihre Untersuchung der planktischen Kieselalgen bildet die Eutrophierungsgeschichte des Waginger Sees mit einer leichten Eutrophierung etwa ab den 30er Jahren, starker Eutrophierung etwa ab 1960 und mit ihrem Höhepunkt Mitte bis Ende der 80er Jahre ab. Die nachfolgende Verbesserung der Situation bis heute deckt sich mit den Erkenntnissen aus den Phosphoruntersuchungen (Abb. 3).

Die Entwicklung der Gesamtposphorgehalte im Wasserkörper zeigt auch für den Tachinger See eine Verbesserung seit den 80er Jahren. Die Eutrophierung im Tachinger See war aber nie so ausgeprägt wie im Waginger See, was sowohl die Phosphorwerte (Abb. 3) als auch der nur gering erhöhte Anteil an Eutrophierungszeigern im Diatomeenplankton seit den 50er Jahren (HOFMANN, 2002) belegen.

Am Tachinger See bleibt die Phosphorkonzentration im Jahresmittel seit 1993 konstant, am Waginger See ist seit 2001 eine weitere geringe Verbesserung gegenüber dem Zeitraum 1993 – 2000 zu beobachten.

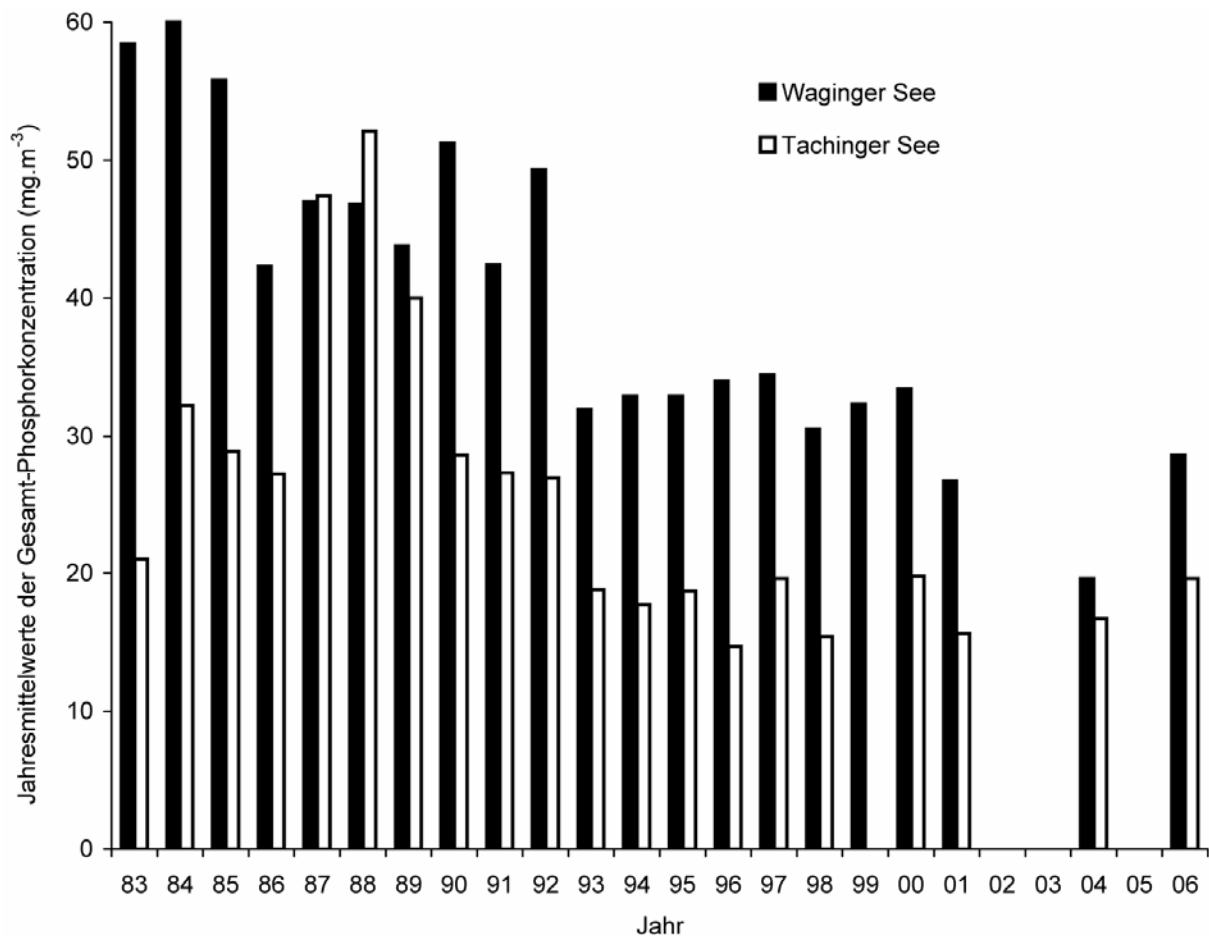


Abb. 3: Volumengewichtete Jahresmittelwerte ($n \geq 6$) der Phosphorkonzentration im Waginger-Tachinger See seit Beginn der regelmäßigen Beprobung durch das Wasserwirtschaftsamt Traunstein

Die Eutrophierungsgeschichte der Seen lässt sich auch in deren Sediment lesen (Abb. 4). MÜLLER et al. (2002) datierten anhand der ¹³⁷Cs-Aktivitäten das Sediment in 7 – 8 cm Tiefe auf das Jahr 1986, am Waginger See das in 15 – 17 cm, am Tachinger See das in 14 – 17 cm auf die Jahre 1963 - 1965. Im Sedimentkern des Tachinger Sees sind keine Schichtungen zu erkennen, er erscheint als homogene graue Substanz, welche zur Sedimentoberfläche hin etwas bräunlich eingefärbt ist. Im Schwerelot des Waginger Sees ist nur in den oberen 30 Zentimetern eine Abfolge heller oxidierter und dunkler anaerober Schichten zu erkennen. Unterhalb ist das Sediment ebenfalls einheitlich. Die massivsten Faulschlammbildungen fallen in den Zeitraum Ende der 60er bis zum Anfang der 80er Jahre.



Abb. 4: Sedimentschichtung des Waginger (W 01 / 1) und Tachinger (WT 01 / 3) Sees aus dem Jahr 2001 (aus MÜLLER et al., 2002)

Die Trophiebewertung nach ÖNORM M 6231 für das Jahr 2001 ergibt für das Tachinger Becken die Einstufung mesotroph und für das Waginger Becken eutroph (Tab. 3). Im Tachinger See weicht die Bewertung am Höhepunkt der Sommerstagnation stark vom mesotrophen Zustand ab. Die relativ geringe Wassertiefe von maximal 16,5 m trägt zur vermehrten Sauerstoffzehrung und damit zur schlechteren Einstufung anhand der Zehrungsparameter bei. Im Waginger Becken wird die Trophie während der Zirkulationsperioden nach den Phosphorgehalten schlechter beurteilt als in den Sommermonaten. Die Herbstzirkulation verteilt hier den im Verlauf des Sommers im Tiefenwasser angereicherten Phosphor über die gesamte Wassersäule.

Die Phytoplanktonbiomassen für das Jahr 2001 können nur ungefähr angegeben werden, da sie aus Proben über den gesamten Wasserkörper ermittelt wurden. Die Chlorophyll-a-Gehalte sind verfahrensbedingt mit Unsicherheiten behaftet. Für die Jahre 2004 und 2006 liegen nicht alle für eine Bewertung benötigten Daten vor. Die Bewertungen anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse passen gut zum Verlauf der Phosphorkonzentrationen (Abb. 3). Die Bewertung für das Jahr 2004 zeigt für den Waginger See nährstoffärmere Bedingungen an als im Jahr 2001, da die geringeren Phosphorkonzentrationen zu einer Einstufung an der Grenze zwischen meso- und eutroph führen, während die Bewertung für 2006 der aus dem Jahr 2001 nahezu entspricht.

Tab. 3: Trophie nach ÖNORM M 6231 im Waginger-Tachinger See 2001

Parameter	Waginger See		Tachinger See	
	Werte	Bewertung	Werte	Bewertung
Frühjahrszirkulation		stark eutroph		mesotroph
Gesamtphosphor ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	33	stark eutroph	17	mesotroph
Sommerliches Epilimnion		meso-eutroph		mesotroph
Phytoplanktonbiomasse ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	ca. 1,5	schwach eutroph	ca. 1	meso-eutroph
Chlorophyll a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	5	mesotroph	4	oligo-mesotroph
Artenspektrum Phytoplankton Dominante Gruppen		meso-eutroph		mesotroph
Höhepunkt der Sommerstagnation		schwach eutroph		stark eutroph
Sauerstoffsättigung (%) über Grund	0	eutroph	0	eutroph
Nitratreduktion und Ammonifikation im Hypolimnion	schwach	mesotroph	stark	stark eutroph
Sulfatreduktion im Hypolimnion	nein	oligotroph bis schwach eutroph	ja	stark eutroph
Nach der Herbstzirkulation		stark eutroph		mesotroph bis schwach eutroph
Gesamtphosphor ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	38	stark eutroph	20	mesotroph bis schwach eutroph
Jahresmittel		schwach eutroph		mesotroph
Gesamtphosphor ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	27	schwach eutroph	16	mesotroph
Gesamtbewertung		(schwach) eutroph		mesotroph (an der Grenze zu eutroph)

5. Phosphordynamik in den Seen

Im Waginger See zeigen die Gesamtphosphorkonzentrationen eine gleichmäßige Phosphorverteilung während der Mischungsphasen und im Winter, eine Abnahme im sommerlichen Epi- und Metalimnion, sowie eine Anreicherung im Laufe der Sommerstagnation über Grund. Sie erreicht dort über Grund im Spätherbst oder Winter ihren Höchstwert mit deutlich über oder mehreren $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Abb. 5). Dies führt während der anschließenden Herbstzirkulation zu einer Anreicherung im Wasserkörper.

Im Tachinger See ist die Situation wesentlich ausgeglichener und ganzjährig mit der Fröhsommersituation am Waginger See vergleichbar. Die Gehalte steigen leicht mit der Tiefe an. Der Maximalwert über Grund beträgt deutlich unter $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

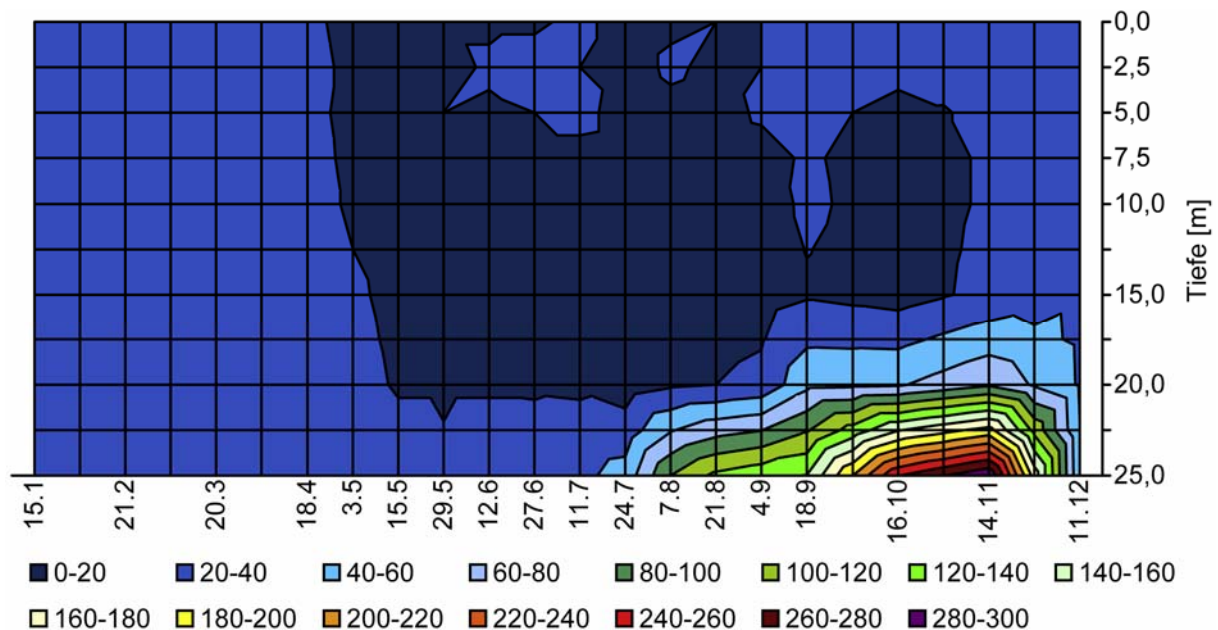


Abb. 5: Verteilung von Gesamt-Phosphor ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) an der tiefsten Stelle des Waginger Sees im Jahr 2001

In beiden Seen liegt die Menge des Orthophosphat-Phosphors im Epilimnion meistens unter der Nachweisgrenze von $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Im Waginger See war dies im Jahr 2001 von April, im Tachinger See von Februar bis November der Fall.

Die im Wasser enthaltene Menge an Orthophosphat-Phosphor stieg 2001 im Waginger See nach der Frühjahrszirkulation von $0,4 \text{ t}$ Mitte Mai auf $1,3 \text{ t}$ Mitte November. Diese Anreicherung um etwas weniger als 1 t Phosphor vollzog sich im Wesentlichen ab August und in Sedimentnähe (Abb. 6). Während der Herbstzirkulation wird diese Menge im Wasserkörper verteilt und beeinflusst normalerweise, zusammen mit den anderen Phosphorfraktionen, die Phosphorgehalte bis zur Frühjahrszirkulation.

Im Tachinger See ist die Anreicherung von Orthophosphat über Grund wesentlich geringer ($0,1 \text{ t}$) und findet erst zwischen Oktober und November statt.

Im Waginger See steigen die Eisenkonzentrationen im sommerlichen Hypolimnion stark an (Abb. 7). Im Tachinger See ist dieser Vorgang nur sehr schwach ausgeprägt, obwohl auch hier das Milieu sauerstofffrei ist. Das Verhältnis von Eisen zu Orthophosphat-Phosphor im hypolimnischen Wasserkörper ist nicht konstant.

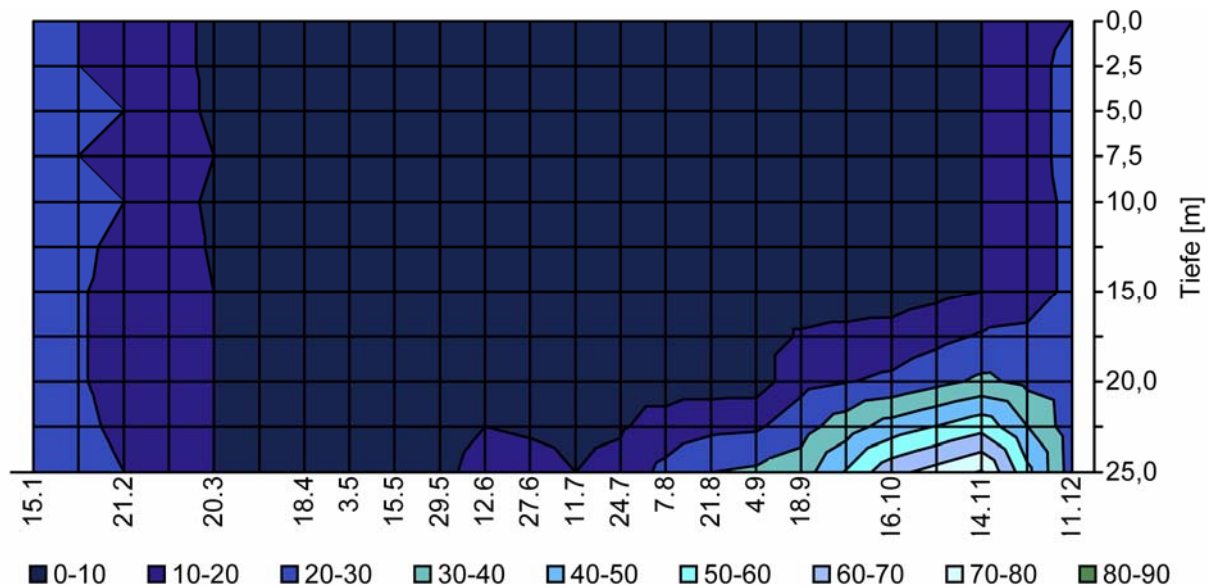


Abb. 6: Verteilung von Orthophosphat-Phosphor ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) an der tiefsten Stelle des Waginger Sees im Jahr 2001

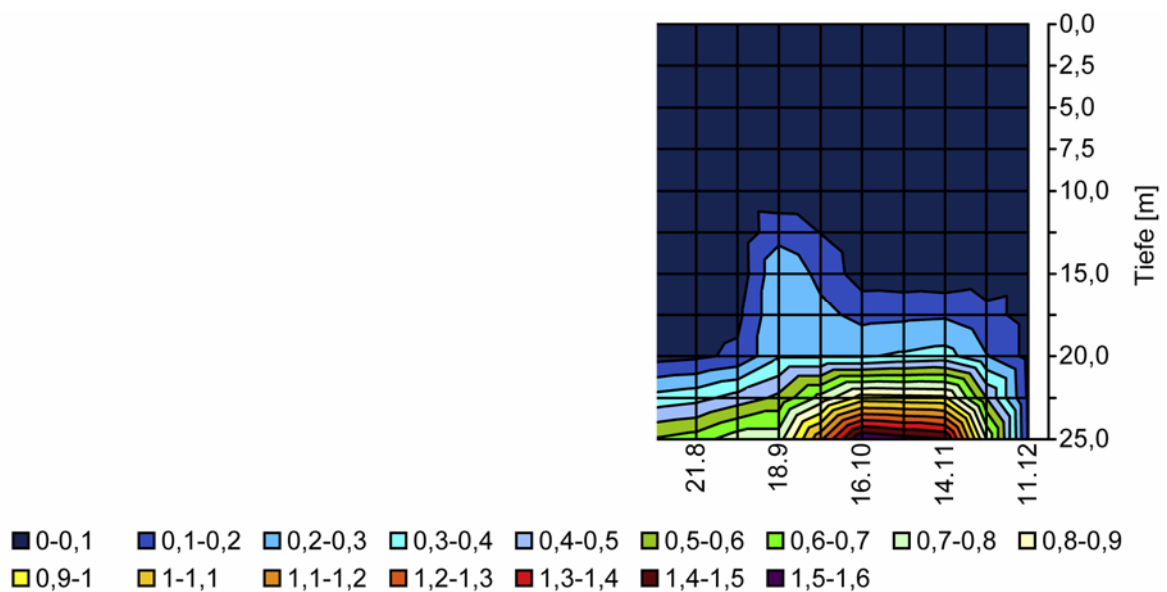


Abb. 7: Verteilung von Eisen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-3}$) an der tiefsten Stelle des Waginger Sees im Jahr 2001

Die Berechnung des Verhältnisses anorganischer Stickstoff : Gesamtphosphor im Filtrat ergab im Jahr 2001 im Epilimnion des Waginger Sees Werte zwischen 26 : 1 und 198 : 1. Am Tachinger See zwischen 158 : 1 und 524 : 1. Legt man die typische Biomassezusammensetzung von $\text{C}_{106}\text{H}_{180}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}_1$ zugrunde, war im Verhältnis zum Stickstoff immer der Phosphor der limitierend Faktor für das Pflanzenwachstum.

6. Diskussion

Die unterschiedliche Geologie der Einzugsgebiete sowie die von Südwest nach Nordost abnehmenden Niederschläge spiegeln sich in der unterschiedlichen Hydrologie der Teileinzugsgebiete Tenglinger Bach (Tachinger See), Höllenbach und Schinderbach (Waginger See) wieder. Während im Einzugsgebiet des Tachinger Sees offensichtlich mehr Wasser versickert und als Quellwasser wieder zutage tritt, ist im Einzugsgebiet des Waginger Sees vermehrt ein schnellerer oberflächennaher Wasserstrom bestimmend für die Höhe des Abflusses. Da das als Quelle austretende Wasser auch tiefere Bodenschichten und Gestein durchströmt, ist sein Kontakt zum Boden weniger bestimmend für seine Konzentration als beim Zwischenabfluss, welcher sich nur im Boden bewegt. Die niedrigeren Konzentrationen in den Bächen des Einzugsgebietes Tachinger See (BUCHMEIER, 2007) passen gut zu den unterschiedlichen Wegen, die das Wasser in den beiden Einzugsgebieten nimmt. Nahezu die Hälfte der Böden im Gebiet sind hoch oder sehr hoch mit Phosphor versorgt (DIEPOLDER et al., 2007). Die wichtige Rolle des Zwischenabflusses im Einzugsgebiet des Waginger Sees wird durch die hohen Phosphorkonzentrationen in den Bächen der Plateauflächen (BUCHMEIER, 2007) untermauert.

Die Bewertungen des Waginger Sees sind derzeit sehr einheitlich, während für den Tachinger See Bewertungen zwischen oligo-mesotroph bis schwach mesotroph (HOFMANN, 2002) und eutroph (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2005) vorliegen. Diese unterschiedlichen Bewertungen ergeben sich aus unterschiedlichen Verfahren mit unterschiedlichen Parametern. Abgesehen von den Zehrungsparametern, welche in kleineren Seen tendenziell höhere Trophiewerte liefern als in größeren Seen, zeigen alle Parameter im Tachinger See geringere Trophie als im Waginger See an.

Durch die Eisenrücklösung im Waginger See, welche zeitlich und räumlich parallel zur Anreicherung von Orthophosphat im Tiefenwasser verläuft, ist dort Phosphorrücklösung aus dem Sediment anzunehmen. Die mittleren Einträge über die Zuflüsse von $10 - 12 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ (BUCHMEIER, 2007) übersteigen den aus dem Sediment rückgelösten Phosphor von circa einer Tonne pro Jahr um ein Vielfaches. Die interne Düngung ist daher nicht die Hauptursache für die höhere Trophie am Waginger See.

7. Literaturverzeichnis

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.), 2005: Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Bayern, Bestandsaufnahme 2004. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 80 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.), 1982: Verzeichnis der Seen in Bayern. Teil 1 Text. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 563 S.

- BUCHMEIER, G., 2003: Nährstoffeinträge und ihre Auswirkungen auf den Waginger–Tachinger See: Untersuchungsjahre 2001/2002 .- Wasserwirtschaftsamt Traunstein, 18 S.
- BUCHMEIER, G., 2007: Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See (Bayern): Phosphorkonzentration und Phosphorfracht in Bächen. Schriftenreihe BAW, Band 26, 94-108.
- DIEPOLDER, M., M. WENDLAND UND S. RASCHBACHER, 2007: Ergebnisse von Erhebungen zur Phosphorbilanz landwirtschaftlicher Betrieben in den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsee-Irrsees. Schriftenreihe BAW, Band 26, 109-131.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (Hrsg.), 2000: Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie).
- HOFMANN, G., 2002: Untersuchung zur Diatomeenflora in den Sedimentkernen des Waginger-Tachinger Sees zur Rekonstruktion der trophischen Entwicklung und zur Ermittlung des potenziell natürlichen Zustandes. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, 26 S. und Anhang.
- LÖSCHENBRAND, F, St. ZIMMERMANN und A. MELZER, 2007: Modellierung der Phosphorgesamtausträge im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees. Schriftenreihe BAW, 80-93.
- MÜLLER, M. und J. ZIEGLER, (1978): Geologische Karte von Bayern: Erläuterungen zum Blatt Nr. 8042 Waging a. See. Bayerisches Geologisches Landesamt, München, 97 S.
- MÜLLER, J., S. VOLLAND und J. WALLNER, 2002: Sedimentbohrungen am Waginger-Tachinger See, Probennahmen und Sedimentanalysen. Unveröffentlichter Abschlussbericht zum Werkvertrag, München, 14 S.
- NÄHER, W., J. MANGELSDORF und K. SCHEUMANN (1974): Der Waginger-Tachinger See in Oberbayern: eine hydrologische und limnologische Bestandsaufnahme. Schriftenreihe der Bayerische Landesstelle für Gewässerkunde, 9, München, 129 S.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSMINISTERIUM (Hrsg.), 2001: Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern. (ÖNORM M 6231), Wien, 58 S.

Autorin:

Mag. Georgia Buchmeier
Regierung von Oberbayern, Sachgebiet Wasserwirtschaft
80534 München, Deutschland



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA.

Modellierung der Phosphorgesamtausträge im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees

F. Löschenbrand, St. Zimmermann und A. Melzer

Zusammenfassung

Die Qualität von Gewässern wird entscheidend durch das Einzugsgebiet geprägt. Intensive landwirtschaftliche Nutzung hat häufig zu einer Eutrophierung der Gewässer geführt. Für das Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees wurde die Nährstoffbelastung in einem Modell abgeschätzt. Der pragmatische Modellansatz basiert auf weitestgehend allgemein verfügbaren Daten, die flächengenau im Maßstab 1:5.000 modelliert wurden.

Zwei grundlegende Anforderungen muss das Modell erfüllen: Zum einen sollte eine qualitative Aussage zum Phosphorausstrag getroffen werden, um (Bewirtschaftungs-) Maßnahmen zur Nährstoffreduktion im Einzugsgebiet effizient einsetzen zu können. Zum anderen soll es eine quantitative Übereinstimmung zu den Frachtberechnungen im Untersuchungsgebiet zeigen.

Der durchgeführte Ansatz zur Modellierung der Phosphoreinträge in den Waginger-Tachinger See liefert eine Abweichung von 13 % zu dem aus den Messungen berechneten Wert. Der durchgeführte Ansatz liefert mit Differenzen von bis zu 20 % im Einzugsgebiet des Waginger Sees auch auf Teileinzugsgebietsebene sehr gute Ergebnisse, wie die Validierung anhand der für das Jahr 2000 berechneten Werte zeigt. Dies ist im Vergleich mit anderen Modellen von Einzugsgebieten in Deutschland und der Schweiz durchaus aussagekräftig.

A GIS-based Model of Point and Non-point Total Phosphorus Emission Sources in the Lake Waging-Taching Catchment Area

Summary

Lake water quality is often affected by land-use practices in the catchment area. For example, intensive agriculture often results in eutrophication because of nutrients entering the water body via point and non-point sources. Eutrophication has long been a concern in Lake Waging-Taching, thus the pattern of nutrient loading from the catchment area has been characterised. GIS modelling of emission sources was based upon available 1:5000 scale modeled surface data.

The model must fulfil two basic requirements: First, a qualitative statement for the efficient reduction of nutrients (e.g., best management practice) in the catchment area should be generated from the phosphorus estimate. Second, total phosphorus estimates should correspond quantitatively with the calculations.

Preliminary modeling results of phosphorus input in the Lake Waging-Taching catchment area reveal a 13% difference from calculated values. Very good preliminary results were also achieved at the partial-catchment area level, as shown by a 20% difference for the catchment of Lake Waging from the calculated values for the year 2000. This is absolutely impressive in comparison to other models of catchments in Germany and Switzerland.

1. Einleitung

Der Waginger-Tachinger See entwickelt sich wie die meisten Seen im Voralpenland nach dem Bau von Ringkanalisationen und Kläranlagen wieder in Richtung seines natürlichen Zustandes. Diffuse Nährstoffeinträge (insbesondere Phosphoreinträge) aus den Einzugsgebieten der Seen wirken diesem Prozess entgegen. Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht eine Abschätzung der Belastung der Oberflächengewässer durch Stoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen sowie Maßnahmen zur Verminderung dieser Einträge vor. Um diese Maßnahmen treffen zu können, müssen die diffusen Quellen und ihre räumliche Verbreitung quantitativ berechnet werden, dies kann z.B. in einem Modell erfolgen.

Die Nährstoffbelastung eines Gewässers bestimmt sich aus der natürlichen Beschaffenheit seines Einzugsgebietes und dessen anthropogener Nutzung. Die Nährstoffbelastbarkeit eines Stillgewässers, bezogen auf den wichtigsten Eutrophierungsfaktor Phosphor, hängt nach VOLLENWEIDER (1976) u.a. von morphometrischen und hydraulischen Faktoren ab: geringe Tiefe und lange theoretische Wassererneuerungszeit wirken trophieerhöhend. Beides trifft auf die Teilseen, trotz unterschiedlicher geologischer Eigenschaften, zu. Im Gegensatz zum Waginger See (Grundmoräne) ist das Einzugsgebiet des Tachinger Sees aufgrund der Endmoränenlage sehr durchlässig und so stark vom Grundwasser beeinflusst. Durch langjährige biologische Untersuchungen und Messungen zum Phosphoreintrag in den Doppelsee liegen für dessen Einzugsgebiete sehr gute Datengrundlagen vor. Eine darauf basierende Berechnung der kritischen Phosphorflächenbelastung nach VOLLENWEIDER (1976), und die Validierung des Modells ist somit möglich.

Durch eine flächenscharfe Modellierung im Zuge des INTERREG IIIA-Projektes „Nachhaltige Landwirtschaft in der euRegionalen Seenlandschaft“ kurz „SeenLandWirtschaft“ soll eine Planungsgrundlage zur Umsetzung von Maßnahmen erstellt werden. Ein weiteres Ziel ist eine möglichst genaue Berechnung der Phosphorgesamtausträge anhand vorhandener digitaler Daten, wobei besonderer Wert auf die Austragspfade und die flächige Verteilung gelegt wird.

Die Modellberechnung beruht auf der Ermittlung der Wasserflüsse, aus denen durch die Zuordnung der Phosphorgehalte des Oberbodens die Gesamtbelastung aus dem Einzugsgebiet ermittelt wird. Durch die Bearbeitung mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) und der Verwendung von räumlichen Daten ist eine Zuordnung der berechneten Phosphorfrachten zu den entsprechenden

landwirtschaftlich genutzten Flächen möglich. In der flächenbezogenen Phosphorausstragskarte soll aufgezeigt werden, welche Flächen am stärksten zum Nährstoffeintrag beitragen und deshalb auch bei Maßnahmen das höchste Reduktionspotential besitzen. Geplante flächenbezogene Maßnahmen können durch Einsetzen in den Modellierungsprozess simuliert und somit auf ihre Wirksamkeit überprüft werden.

2. Berechnungsansatz

Die Modellierung der Phosphorfrachten für ein Einzugsgebiet auf Mesoskalenebene (100 bis 200 km²) in einem GIS benötigt möglichst präzise, digitale Datengrundlagen. Die Eingangsdaten wurden im Hinblick auf den späteren Darstellungsmaßstab (1:5.000) ebenfalls in diesem Maßstab erhoben. Das unter anderem zur Ableitung des Einzugsgebietes benötigte Höhenmodell wurde aus den Höhenlinien der Flurkarte im Maßstab 1:5.000 abgeleitet und entsprechend aufbereitet. Die Landnutzungskartierung wurde im Jahr 2003 auf Basis von Orthophotos des Landesvermessungsamtes im Maßstab 1:5.000 und Geländebegehungen durchgeführt. Die Reichsbodenschätzung diente als Grundlage für die benötigten langfristigen Bodeninformationen und wird durch die Phosphatgehalte der Oberböden, vereinfacht als einen über die Calcium-Acetat-Lactatmethode bestimmbaren Anteil (P_{CAL}) in mg Phosphat (P_2O_5)/100 g Boden (= $P_2O_5_{CAL}$), ergänzt.

Im Gegensatz zu den Informationen der Reichsbodenschätzung ist diese Bodeneigenschaft stark von der Landnutzung abhängig. Das bedeutet, dass intensiv genutzte Flächen höhere P_{CAL} -Werte haben als extensiv genutzte. Die P_{CAL} -Werte konnten aus Datenschutzgründen nur als gebietsspezifische Mittelwerte auf Gemeindeebene, differenziert nach Grünland und Ackerland, bereitgestellt werden. Das Fließgewässernetz wurde auf Basis einer Geländekampagne und der Orthophotos im Maßstab 1:5.000 kartiert. Im Kartierschlüssel wurde in offene oder verrohrte Bäche und Gräben und Drainagen unterschieden. Eine flächendeckende Aufnahme der Drainageflächen konnte nicht durchgeführt werden. Um dennoch die Drainagen in die Bewertung mit einbeziehen zu können, wurde neben der Digitalisierung von Drainagekarten und Orthophotos versucht, die potentiell drainierten Flächen anhand des digitalen Höhenmodells und der Bodenkarte (Reichsbodenschätzung) näherungsweise abzuleiten (KLUG und LÖSCHENBRAND 2006). Zusätzlich wurde aus dem Fließgewässernetz ein Dichte-Faktor abgeleitet. Die Gewässernetzdichte im Einzugsgebiet des Tachinger Sees macht nur ca. 1/3 der Dichte des Waginger See-Einzugsgebietes aus. Dieser verminderten Mobilität des Phosphors wird durch einen Fließgewässernetzdichte-Faktor von 1/3 im Tachinger See-Einzugsgebiet Rechnung getragen.

Um die Phosphoreinträge quantitativ abschätzen zu können, wurde eine Modellierung der Phosphorfrachten für die Eintragspfade Oberflächenabfluss (US SOIL CONVERSATION SERVICE 1972 zitiert in BEHRENDT et al. 1999), Zwischen-

und Grundwasserabfluss, Drainage (F&N UMWELTCONSULT 2001) und Erosion (DIN 19708, 2005) durchgeführt (siehe Abb. 1). Für die Direkteinträge lagen allgemeine Schätzwerte nach HAMM (1991) bzw. Messwerte aus dem Einzugsgebiet vor. Die Berechnung der Direkteinträge fand als Mittelwert für die beiden Einzugsgebiete statt.

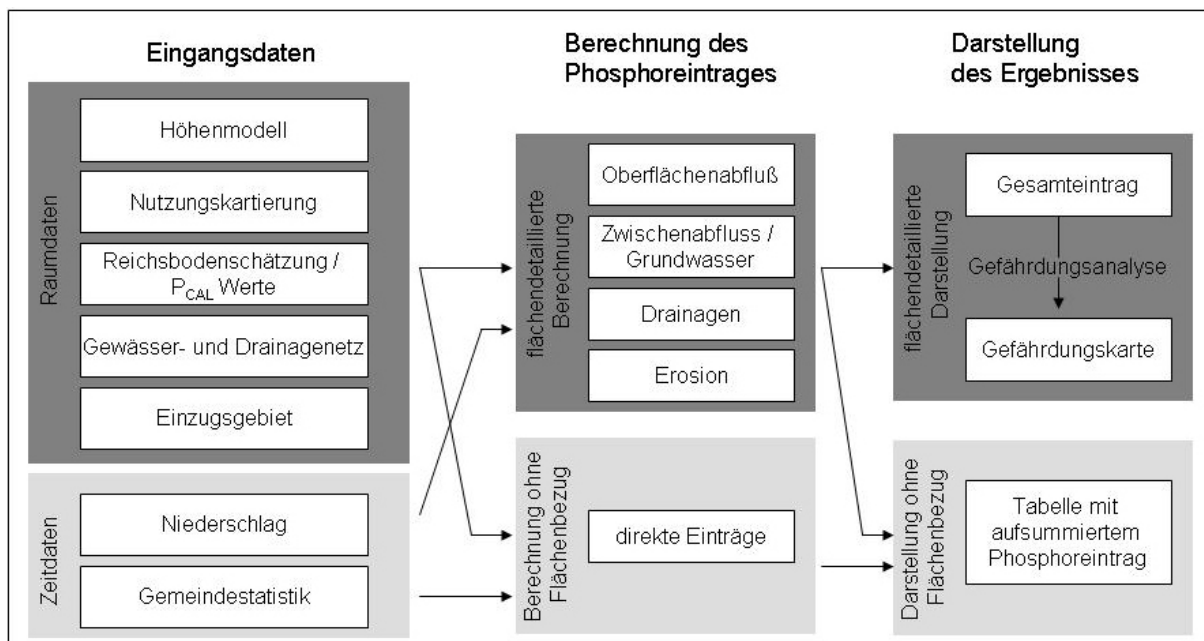


Abb. 1: Ablaufschema der Berechnung des Phosphorgesamtaustrages

Beim bayern-weiten Vergleich, der zu einer Gesamtaustragskarte zusammengefassten Austragspfade, zeigte sich aufgrund der geringen ackerbaulichen Nutzung ein zu erwartender, relativ geringer Phosphoraustrag. Um diesen Phosphoraustrag bezüglich seines Gefährdungspotentials für die Seen einzustufen, wurde von BUCHMEIER (2007b) die zur Erreichung eines mesotrophen Zustandes akzeptable Phosphormenge, also die Grenze zwischen tolerierbarer und kritischer Belastung nach VOLLENWEIDER (1976) berechnet. Nach diesem wird der Übergang der Trophie eines Sees als kritisch bezeichnet, wenn die Phosphorkonzentration $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ überschreitet und somit von mesotroph in einen eutrophen Zustand übergeht. Die seit Anfang der 90er Jahre annähernd gleich bleibende Gesamtphosphorkonzentration im Tachinger See liegt knapp unter dieser Grenze von $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Der Waginger See liegt im gleichen Zeitabschnitt ungefähr bei $30 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (BUCHMEIER 2007a).

Die Berechnung der mittleren Jahresfracht, welche in die Seen gelangen darf, ergibt für den Waginger See $6 - 7 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$, für den Tachinger See $1 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$. Rechnet man diese tolerierbare mittlere jährliche Phosphorfracht auf den mittleren tolerierbaren jährlichen Flächenaustrag um, so ergibt sich für das Einzugsgebiet des Waginger Sees ein Wert von $0,7 - 0,9 (0,8) \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, für das des Tachinger See ein Wert von

0,4 kg·ha⁻¹·a⁻¹. Die Grenzen für die Skalierung der Flächenausträge wurden ausgehend von dieser kritischen Flächenbelastung exponentiell berechnet.

3. Ergebnisse

Im vorgestellten Modell für das Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger (WT) Sees beträgt die Summe der berechneten Phosphorfrachten aller Teileinzugsgebiete aus diffusen Quellen und Direkteinträgen 13,6 t pro Jahr. Davon entfallen knapp 12,1 t auf das Einzugsgebiet des Waginger-, bzw. 1,5 t·a⁻¹ auf das EZG des Tachinger Sees, was einem durchschnittlichen Phosphoraustrag von 1,3 kg·ha⁻¹·a⁻¹ im Waginger-, bzw. 0,5 kg·ha⁻¹·a⁻¹ im Tachinger Einzugsgebiet entspricht. Die folgende Tab. 1 zeigt die berechneten Ergebnisse für die beiden Teileinzugsgebiete und die Gesamteinträge in den Doppelsee.

Tab. 1: Zusammenstellung der berechneten Phosphorausträge (t·a⁻¹) aus dem EZG

Eintragspfad	EZG Waginger See	EZG Tachinger See	Gesamt-EZG WT-See
Oberflächenabfluss	1,1	0,1	1,2
Zwischen- und Grundwasser	4,1	0,5	4,6
Drainage	4,9	0,3	5,2
Erosion	1,3	0,4	1,7
Direkteinträge	0,7	0,2	0,9
Summe	12,1	1,5	13,6

Der Eintrag über die diffusen, flächig ermittelbaren Phosphoreintragswege in den Gesamt-See beträgt ca. 12,7 t·a⁻¹. Die nicht flächenhaft abgrenzbaren Direkteinträge machen eine weitere Tonne pro Jahr aus. Die flächendetailliert bestimmbareren Einträge betragen somit ca. 93 % des Phosphoreintrages. Die Eintragspfade Sickerwasser (Zwischen- und Grundwasser) und Drainageabfluss tragen mit je ca. einem Drittel zur Nährstoffbelastung der Seen bei (siehe Abb. 2), über die Eintragspfade Erosion und Oberflächenabfluss gelangt mit jeweils ca. nur 10 % verhältnismäßig wenig Phosphor in den See.

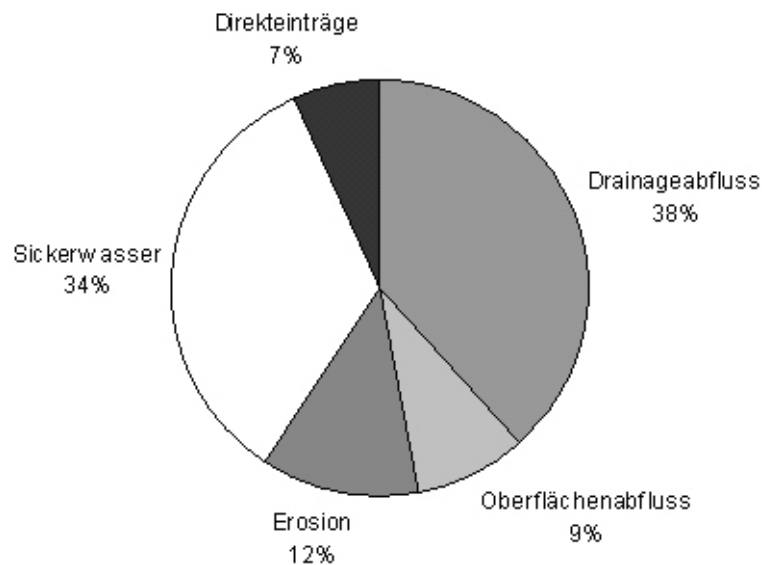


Abb. 2: Anteil der Eintragspfade am Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See

Der Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzung liegt im Gesamteinzugsgebiet bei 59 %, im Waginger See-Einzugsgebiet bei 57,5 % und im Tachinger See-Einzugsgebiet bei 64 %. Diese landwirtschaftlichen Flächen teilen sich in ca. 80 % Grünland und 20 % Ackerland auf. Insgesamt kommen aus diesen 72,6 km² landwirtschaftlich genutzten Flächen 90 % der Phosphorausträge, die sich im Verhältnis 70/30 auf Grünland und Ackerland aufteilen.

In der Abb. 3 sind die Gefährdungsklassen nach dem Flächenanteil in ha (Balken) und dem Phosphoraustrag in kg·a⁻¹ (blaue Linie) gegenüber aufgetragen.

Die Skalierung der in Abb. 3 und 4 dargestellten Klassengrenzen orientiert sich an der in Kapitel 2 erläuterten Grenze zwischen meso- und eutrophen Zustand. Die Klassengrenzen werden ausgehend vom Grenzwert der kritischen Flächenbelastung (0,4 kg·ha⁻¹·a⁻¹ in Taching, bzw. 0,8 kg·ha⁻¹·a⁻¹ in Waging) exponentiell berechnet. In Taching entspricht gering 0 – 0,2, mäßig 0,2 – 0,4, kritisch 0,4 – 0,8, sehr kritisch 0,8 – 1,6, hoch 1,6 – 3,3, sehr hoch 3,3 – 6,5 und eine übermäßig hohe Belastung entspricht > 6,5 kg·ha⁻¹·a⁻¹ Phosphoraustrag. Die entsprechende Skalierung für den Waginger See findet sich in der Legende der Abb. 4.

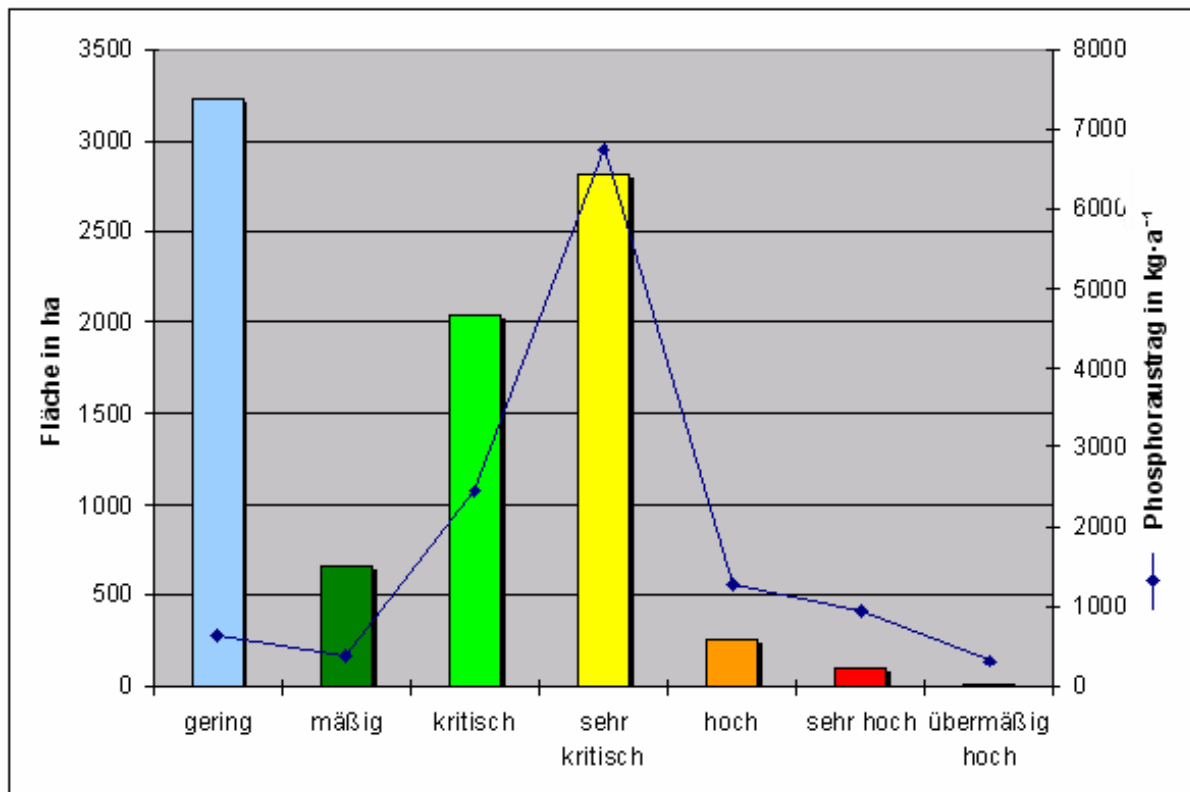


Abb. 3: Gefährdungsklassen bezüglich Fläche und Phosphorausstrag (EZG Waginger See)

Auffällig ist, dass sich, bis auf den Flächenanteil der Klasse "gering", der Hauptanteil auf die mittleren Klassen "kritisch bis sehr kritisch" konzentriert. Die erste Klasse mit "geringem" Gefährdungspotential hat einen Flächenanteil von immerhin 35,5 % bei einem Austragsanteil von 5,1 %. Die Klasse "kritisch" hat einen Flächenanteil von 22,4 % und einen Anteil am Austrag von 19,2 %. Bei der Klasse "sehr kritisch" zeigt sich mit einem Flächenanteil von 30,9 % und einem Austragsanteil von 52,8 % deutlich der erwartete Effekt. Bei ansteigendem Risiko (Gefährdungsklassen) steigt auch Phosphorausstrag im Verhältnis zum Flächenanteil. So steigt das Verhältnis zwischen Austrag und Fläche sukzessive bis zur Klasse "übermäßig hoch" an. Die Gesamtausträge teilen sich wie folgt auf alle sieben Gefährdungsklassen auf.

Exemplarisch ist in Abb. 4 ein Ausschnitt der Gefährdungskarte dargestellt, in dem ein starkes Höhengefälle von 120 m ausgehend von Südwesten nach Norden abgebildet ist. Der überwiegende Teil dieses Ausschnittes gehört zum Teileinzugsgebiet des Schinderbaches (siehe Kapitel 4). Auffällig sind die Ackerschläge mit hoher (orange), sehr hoher (rot) und übermäßig hoher (violett) Gefährdung, hierbei handelt es sich durchwegs um Maisflächen. Abhängig von der Intensität der Hangneigung ist die Erosion und damit die Austragsgefährdung innerhalb dieser Maisschläge unterschiedlich hoch einzustufen. Im Gegensatz dazu werden die Grünlandflächen durchgehend den Klassen kritisch (hellgrün) und sehr kritisch (gelb) zugeordnet. Gleichzeitig gibt es im Untersuchungsgebiet aber auch

weniger kritisch belastete Mais- und Ackerflächen und sehr kritische Grünlandflächen. Die gering (hellblau) belasteten Waldflächen sind zwecks der besseren Lesbarkeit neutral dargestellt.

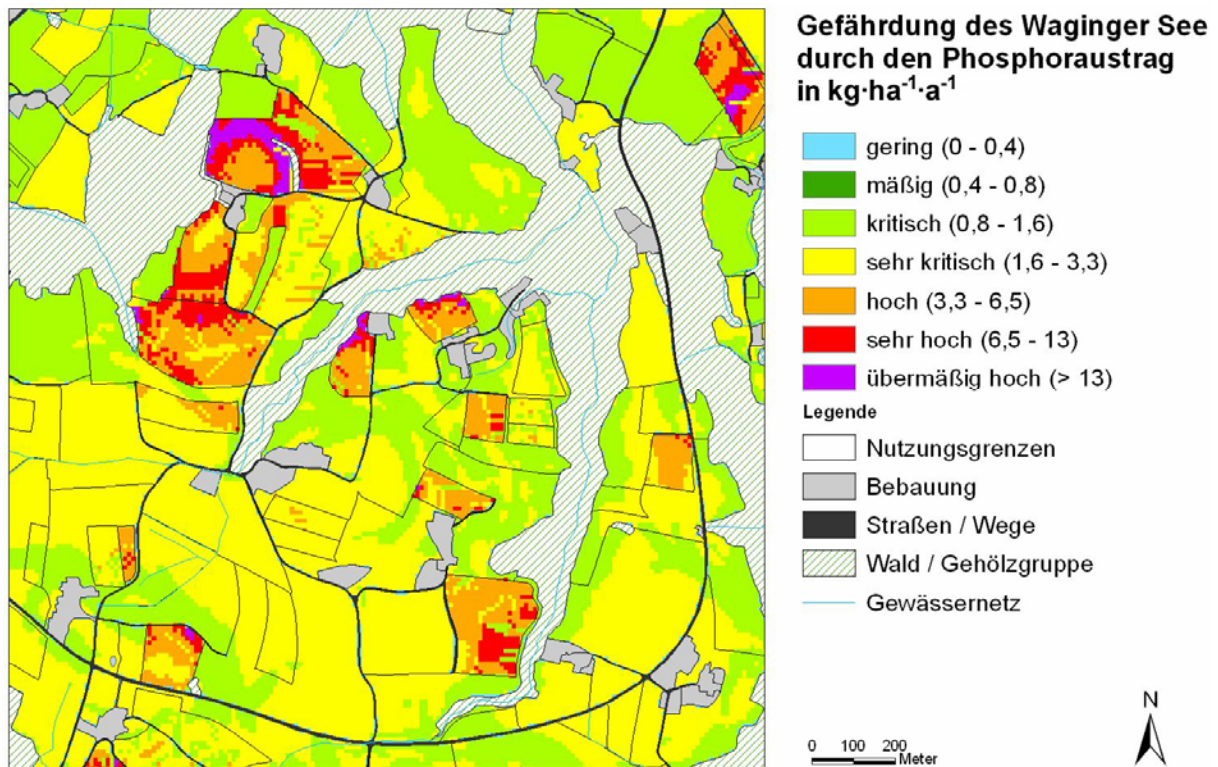


Abb. 4: Ausschnitt aus der Gefährungskarte

4. Validierung

Um die Qualität des Modells zu prüfen, müssen die Modellergebnisse mit gemessenen Werten verglichen werden. Auf diese Weise soll verifiziert werden, ob der Modellansatz zum Abschätzen der Phosphoreinträge in den Waginger-Tachinger See plausible Ergebnisse liefert. Die Validierung wurde anhand der für das Jahr 2000 aus Messungen berechneten Frachten vorgenommen. Durch die unterschiedlichen Probenahmeverfahren war auch eine differenzierte Auswertung der Ergebnisse geplant. Ein Vergleich des Modells mit den Ergebnissen der Schöpfproben wäre hinsichtlich der kleinräumigen Aussagequalität interessant gewesen. Leider konnte dies im Rahmen dieses Projektes nicht verwirklicht werden.

Für die drei größeren Teileinzugsgebiete lagen genauere Messwerte vor. Damit werden knapp 60 % des Waginger Einzugsgebietes abgedeckt (TEZG Höllenbach ca. 28 % und TEZG Schinderbach 32 %). Das Teileinzugsgebiet des Tenglinger Baches deckt fast 50 % des Tachinger Einzugsgebietes ab. Es handelt sich dabei um Messwerte des Abflussgeschehens und der Phosphorkonzentration. Die daraus

berechneten Phosphorfrachten können für diese Teileinzugsgebiete gut zur Validierung herangezogen werden.

Führt man die Validierung der berechneten Phosphorgesamtausträge anhand der Berechnungen des WWA Traunstein durch, so ergibt sich ein um 15 % zu hoch berechneter Phosphoraustrag für den Höllenbach. Im Gegensatz dazu sind im Teileinzugsgebiet Schinderbach die modellierten Phosphorfrachten mit einer prozentualen Abweichung von –22 % zu niedrig berechnet worden. Für den Tenglinger Bach ergibt sich eine Abweichung zum berechneten Phosphoraustrag von + 37,5 %.

In Tab. 2 werden die Frachten für das durchschnittliche Niederschlagsjahr 2000 (BUCHMEIER, 2007b) mit den modellierten Frachten verglichen.

Tab. 2: Validierung der modellierten Phosphoreinträge

Einzugsgebiet/ Projekt	Fläche in ha	Fracht errechnet	Fracht modelliert	Abweichung der Modellierung in (%)	Spezifischer Phosphor- Austrag in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$	
					errechnet	modelliert
Tenglinger Bach	1.525,85	0,4 t	0,55 t	+ 37,5	0,26	0,36
Höllenbach	2.520,47	2,9 t	3,33 t	+ 15	1,15	1,32
Schinderbach	2.878,97	4,6 t	3,58 t	- 22	1,60	1,25

6. Diskussion

6.1 Ergebnisse

Das vorgestellte Modell zeigt gute Übereinstimmungen mit den Messungen im Einzugsgebiet. So weicht der berechnete Wert für das Gesamteinzugsgebiet mit einer Phosphorfracht von $13,6 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ nur um 13 % von den mittleren errechneten $12 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ($11 - 13 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$) ab. Das setzt sich im Detail auch beim Eintrag für den Waginger See fort. Dort fallen laut Modellierung knapp $12,2 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$, also 10 % mehr als die mittleren errechneten $11 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ($10 - 12 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$) an. Beim Tachinger See ist der modellierte Eintrag von $1,5 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ um 50 % höher als bei dem aus der Messung errechneten Wert.

Auffällig ist, dass der um 50 % zu hoch modellierte Austrag aus dem Einzugsgebiet des Tachinger Sees nur bedingt mit dem überschüssig berechneten Austrag aus dem Tenglinger Bach übereinstimmt (siehe Erläuterungen Abb. 5). Der modellierte Austrag aus dem Tenglinger Bach liegt um 37,5 % zu hoch. Das bedeutet, dass die

restlichen seenahen Teilflächen dieses Einzugsgebietes deutliche höhere Abweichungen als 50 % aufweisen.

Im Einzugsgebiet des Waginger Sees wurden $1,1 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ zu viel berechnet, obwohl gleichzeitig im größten Untereinzugsgebiet, dem Schinderbach, 1 t zu wenig modelliert wurden. Das bedeutet, dass abzüglich der $0,4 \text{ t}$ Differenz am Höllenbach im Rest des Einzugsgebietes des Waginger Sees $1,7 \text{ t}$ zuviel berechnet wurden. Es wurden wie am Tachinger See vor allem die seenahen, kleineren Teileinzugsgebiete überschätzt.

In Abb. 5 werden die beiden Einzugsgebiete nach ihren diffusen bzw. Direkteinträgen verglichen. Auffällig ist, dass im Tachinger Einzugsgebiet mit 26 % Anteil am Austrag wesentlich mehr Erosion modelliert wurde als im Waginger Einzugsgebiet (11 %). Im Tachinger EZG besteht durch einen höheren Ackeranteil auch höherer Erosionsanteil, was sich aber nicht so deutlich auswirken kann. Der Unterschied zwischen den Ergebnissen aus dem Einzugsgebiet des Waginger Sees und des Tachinger Sees liegt im wesentlichen daran, dass es bis jetzt nur beim Drainageabfluss in Taching ansatzweise gelungen ist der speziellen Geologie räumlich gerecht zu werden. Alle anderen Fließwege überschätzen den, durch die geringe Fließgewässernetzdichte bedingten, verminderten Eintrag. Deshalb fällt die Modellierung dieser Fließwege im Verhältnis höher aus als die der Drainagen. Dadurch erklärt sich auch der sehr geringe Anteil des durch den Drainageabfluss bedingten Austrages an der Gesamtfracht im Vergleich zum Waginger See. Es scheint, dass von den Austrägen noch weniger als angenommen wirklich in die Vorfluter und so in den Tachinger See gelangen.

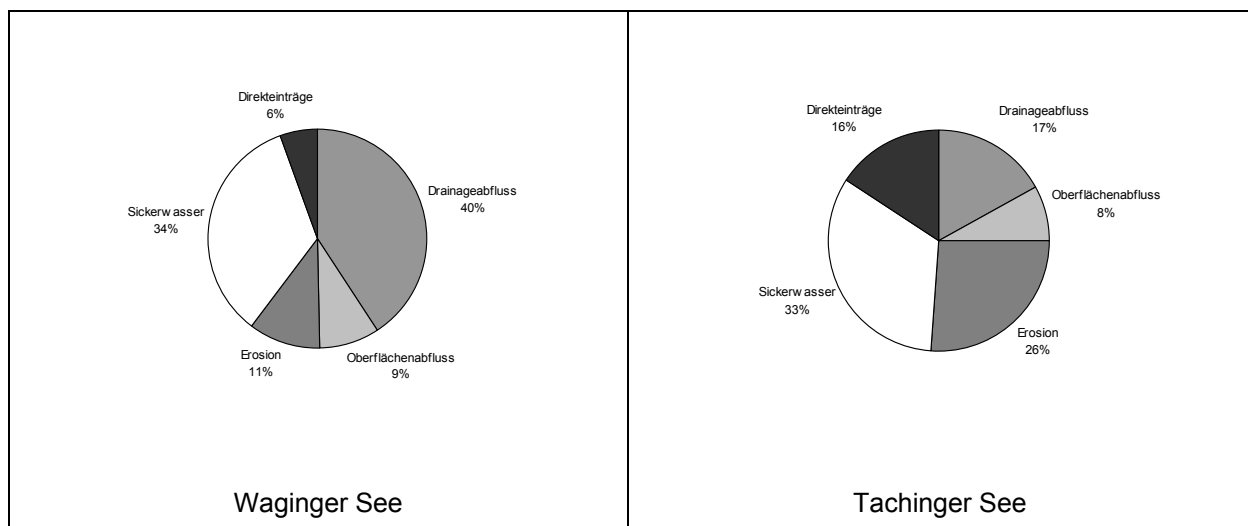


Abb. 5: Anteil der Eintragspfade am Phosphorgesamteintrag in beide Seen

6.2 Vergleich mit ähnlichen Studien

In Tab. 3 werden die Ergebnisse mit anderen Studien verglichen. Insgesamt liegen die Ergebnisse der verglichenen Modellierungen in einem ähnlichen Wertebereich. Bei BEHRENDT et al. (1999) wurden für die Flusseinzugsgebiete Deutschlands die höchsten flächenspezifischen Phosphoreinträge mit $1,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P und die geringsten mit $0,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ P festgestellt, was den möglichen Wertebereich eingrenzt und obwohl sich diese Studie an sehr viel größeren Einzugsgebieten orientiert die Ergebnisse bestätigt. Für das Kanton Bern errechnete sich ein mittlerer flächenspezifischer diffuser Gesamtphosphoreintrag von $0,8 \text{ ha}\cdot\text{a}^{-1}$ und Jahr, der laut PRASUHN und MOHNI(2003) für dieses Gebiet vergleichsweise hoch ist.

Tab. 3: Vergleich des P-Austrags mit Modellergebnissen aus anderen Projekten

Einzugsgebiet/ Projekt	Fläche in ha	Gesamtaustrag in t	Spezifischer Phosphor- Austrag in $\text{kg}\cdot\text{ha}\cdot\text{a}^{-1}$
Waginger See	9.125	12,2	1,34
Tachinger See	3.137	1,5	0,49
Simssee (LEHMANN, 1999)	7.403	6,5	0,88
Flussgebiete Deutschlands (BEHRENDT et al., 1999)	-	-	0,5 - 1,7
Gewässer des Kantons Bern (PRASUHN und MOHNI, 2003)	-	-	0,83
Kraichbach (FUCHS et al., 2004)	16.610	16,3	0,98

6.3 Validierung

Die Messung und die Modellierung stellen grundlegend verschiedene Ansätze auf unterschiedlichen Maßstabsebenen dar. So bildet die Messung ab, was unter der Vorgabe der Phosphoranreicherung und anderer Prozesse an einem Messpunkt aus der "black box" Einzugsgebiet eingetragen wird. Die Modellierung stellt im selben Maßstab dar, was aus den einzelnen Rasterzellen eines Einzugsgebietes potentiell flächig ausgetragen wird. Betrachtet man die Modellierung in einem genaueren Maßstab, nämlich auf Rasterzellenniveau, entspricht sie dem Ansatz der Messungen. Auch die Modellierung versucht festzustellen, was am Ende der Rasterzelle in einen fiktiven Messpunkt eingetragen wird.

Das Ergebnis der Modellierung stimmt auf den ersten Blick gut mit den Ergebnissen der Dauerproben und den Hochrechnungen für das gesamte Einzugsgebiet überein. Neben der schon erwähnten 13 % Abweichung beim Gesamteintrag in den Doppelsee und der 10 % Abweichung im Einzugsgebiet des Waginger Sees wurde die Fracht aus dem Einzugsgebiet des Höllenbaches nur um 15 % überschätzt. Bei genauerer Betrachtung der restlichen Flächen fallen aber größere Schwankungen vor allem im Einzugsgebiet des Tenglinger Baches auf. Der Eintrag durch dieses Teileinzugsgebiet wird mit 37,5 % stark überschätzt, was vor allem daran liegt, dass bis auf den Drainageabfluss noch kein flächenbezogener Ansatz für die spezielle Geologie angewandt wurde. Der verwendete Fließgewässernetzdichtefaktor sollte durch einen distanzbasierten Ansatz ersetzt werden. Damit soll der Entfernung der jeweiligen Flächen zum nächsten Vorfluter und somit den verschiedenen Prozessen wie der Anreicherung bzw. der Sedimentation entsprochen werden.

Für den um ca. 22 Prozent zu gering berechneten Phosphorausstrag aus dem Schinderbach lassen sich verschiedene mögliche Gründe finden. Die Abweichungen könnten sich durch den auffällig niedrigen P_{CAL} – Mittelwert der Gemeinde Wonneberg erklären lassen. Sehr viel wahrscheinlicher ist aber ein Zusammenhang mit dem erhöhten Abflussgeschehen im Einzugsgebiet des Schinderbaches dem offensichtlich im Modell nicht entsprochen werden konnte.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Modellansatz zur Berechnung von Phosphorausträgen aus einem Grünlanddominierten Einzugsgebiet stellt hohe Ansprüche an das Ergebnis bei gleichzeitiger Verwendung von allgemein verfügbaren Daten. Diesem Widerspruch kann nur durch eine starke Vereinfachung der Abläufe Rechnung getragen werden. Nicht berücksichtigt werden konnte z.B. die starke Koppelung von Austragsvorgängen an Starkregenereignissen und die nicht mit vertretbarem Aufwand ermittelbare Düngintensität von Grünlandflächen. Auch die Anwendung von Austragswerten und Berechnungsverfahren, die für andere Maßstabs- und Anwendungsbereiche - insbesondere Ackerland - entwickelt wurden, sind kritisch zu betrachten. Trotz dieser Unsicherheiten ergibt die Validierung sehr zufriedenstellende Übereinstimmungen. Um das Modell noch zu verfeinern und den Gegebenheiten im Voralpenland noch besser anzupassen, sind Messkampagnen der einzelnen Austragspfade unter Grünland mit verschiedenen Nutzungen, Bodenarten und Hanglagen notwendig. Dabei sollte ein spezielles Augenmerk dem Drainagesystem gelten, welches durch die Verkürzung der Bodenpassage eine starke Erhöhung des Austrages bewirkt.

Ein wesentliches Entwicklungspotential des Modells liegt in der verbesserten Abbildung der Bodenpassage und der dabei stattfindenden Reduktions- und Anreicherungsprozesse. Ziel der Entwicklung sollte eine differenzierte Phosphorreduktion in Abhängigkeit von der Bodenbeschaffenheit, der Fließstrecke und der Abflussverweildauer sein. Mit den verfügbaren Daten zur Oberbodenphosphorversorgung (P_{CAL} -Werte) als Gemeindemittel lassen sich

Unterschiede innerhalb der Bewirtschaftungseinheiten nur unzureichend auflösen. Das Bilanzierungsvermögen des Modells hängt entscheidend von diesem wichtigen Eingangsfaktor ab. Die Daten sollten daher in einem engeren Raumbezug, zum Beispiel auf Betriebsebene erschlossen werden.

Wie sinnvoll sich die Modellierungsergebnisse in Maßnahmen umsetzen und sich die sehr flächenscharf vorliegenden Einteilungen der Gefährdungsstufen im Gelände nachvollziehbar wieder finden lassen, wird sich in der Umsetzung durch die Landwirtschaft zeigen. Ein sinnvoller Ansatz ist die Szenarienentwicklung aus dem Modell heraus. Dabei wird die prozentuale Phosphoraustragsverringerung durch erprobte flächenwirksame Maßnahmen, wie z.B. das Dünge-Schlitzverfahren im bestehenden Modell eingesetzt. So kann einfach und schnell die Wirkung einer Maßnahme überprüft werden. Für die Szenarienberechnung von punktuellen oder linearen Maßnahmen, die z.B. als Barriere wirken sollen bedürfte es hierfür schon sehr viel komplexerer Umsetzungsstrategien. Auf der Grundlage der so ermittelten, effektivsten Maßnahmen soll der Eintrag in die Seen auf ein verträgliches Maß reduziert werden.

8. Literaturverzeichnis

- BEHRENDT, H., P. HUBER, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ und R. UEBE, 1999: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA Texte 75/99. Forschungsbericht 296, 25, 515, Berlin.
- BUCHMEIER, G., 2007a: Der Waginger-Tachinger See (Bayern, Deutschland): Einzugsgebiet, trophische Entwicklung und Phosphordynamik. Schriftenreihe BAW, 26, 66-79.
- BUCHMEIER, G. 2007b: Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See (Bayern): Phosphorkonzentration und Phosphorfracht in Bächen. Schriftenreihe BAW, 26, 91-108.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN), 2005: DIN 19708. Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) Berlin.
- F&N UMWELTCONSULT, 2001: Mobineg 2001 – Handbuch. Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Hannover, www.mobineg.de.
- FUCHS, S., J. BUTZ und A. BECHTEL, 2004: Stoffstromanalysen für kleine und mittlere Flussgebiete. Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe (TH), 272 S.
- HAMM, A., Hrsgb., 1991: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag. Sankt Augustin.
- KLUG, H. und F. LÖSCHENBRAND, 2006: GIS-gestütztes Verfahren zur Abschätzung potenziell drainierter landwirtschaftlicher Nutzflächen am Beispiel der Einzugsgebiete Mondsee und Waginger-Tachinger See. Angewandte Geographische Informationsverarbeitung (AGIT), Heidelberg, 18, 308-317.
- LEHMANN, R., 1999: GIS-gestützter Pflege- und Entwicklungsplan für den Simssee. Gutachten im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Rosenheim, unveröffentlicht.
- PRASUHN, V. und R. MOHNI, 2003: GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht FAL – Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- VOLLENWEIDER, R., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, 53-83.

Autoren:

Dipl.-Ing.(FH) Florian Löschenbrand, Dipl.-Ing.(FH) Stefan Zimmermann und
Prof. Dr. Arnulf Melzer
Limnologische Station der TU München, 82393 Iffeldorf, Deutschland



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen
Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See (Bayern): Phosphorkonzentration und Phosphorfracht in Bächen

G. Buchmeier

Zusammenfassung

Im Rahmen des INTERREG IIIA-Projektes „SeenLandWirtschaft“ wurden zeitliche, räumliche und ursächliche Aspekte der Höhe von Phosphorfracht und –konzentration im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees untersucht. Hierzu wurden in den Jahren 2004/2005 Abflussmessungen und Analysen der Phosphorkonzentration an Bächen durchgeführt, um die vorhandenen Daten zu ergänzen.

Der durchschnittlich tolerierbare Phosphoreintrag beträgt für den Waginger See $6 - 7 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ($0,7 - 0,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) und müsste um ein Drittel bis die Hälfte reduziert werden, da derzeit im Mittel $10 - 12 \text{ t}$ jährlich ($1,1 - 1,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) in den See gelangen. Der Tachinger See erhält derzeit $1 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ($0,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$), in etwa die Menge Phosphor, welche er verträgt.

Am mobilsten war der Phosphor während Hochwasserereignissen. Gehäuft traten diese im Frühjahr (März) zur Zeit der Schneeschmelze auf. Das Ausbringen von phosphorhaltigem Dünger zu dieser Zeit wird kritisch bewertet. Die höchsten Konzentrationen und Frachten wurden im Einzugsgebiet Waginger See in den Oberläufen der Bäche gemessen. Die Renaturierung dieser oft begradigten, künstlich eingetieften und ihres Gehölzsaumes beraubten Bachabschnitte welche durch Drainagewasser oder Zwischenabfluss gespeist werden und die Anlage eines Pufferstreifens wird als Maßnahme zu Verringerung dieses Eintrags vorgeschlagen. Auch bei Hochwasser war Erosion nicht die Hauptursache des Phosphoreintrags.

Phosphorus Input in Lake Waginger-Tachinger See (Bavaria): Phosphorus Concentration and Phosphorus Load in Brooks

Summary

In this part of the INTERREG IIIA-project "SeenLandWirtschaft" temporal, spatial and causal aspects of the level of phosphorus-load and phosphorous-concentration in the catchement area of Lake Waginger-Tachinger See were focused. To this, in the years 2004/2005 drain-measurements at brooks and water-analyses of phosphorus-concentration were executed to supplement the existing data.

The on average tolerable phosphorus-load amounts $6 \text{ to } 7 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ for Lake Waginger See ($0,7 - 0,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) and would have to be reduced by one third until half, because at the moment in average $10 \text{ to } 12 \text{ tons}$ annually ($1,1 - 1,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) get into the lake. Lake Tachinger See gets $1 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ($0,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$), approximately the lot of phosphorus it tolerates.

Phosphorus was most mobile during high water-events. These appeared frequently at the time of the melt of the snow in spring (March). The deployment of phosphorous-fertilizer at this time is meant critically. Highest concentrations and phosphorous-loads were measured in upper reaches of brooks in the catchment area of Lake Waginger See. Renaturation of that often artificially straightened, deepened and its grove robbed brook-sections, which are fed by drain-water ore inter-flow and the installation of buffer-strips is proposed as an action for diminution of this input. Also in high water, erosion was not the main-cause of phosphorus-input.

1. Einleitung

Der Waginger-Tachinger See entwickelt sich wie die meisten Seen im Voralpenland nach dem Bau von Ringkanalisationen und Kläranlagen wieder in Richtung seiner natürlichen Trophie. Auch nach nahezu vollständiger Abwasserfernhaltung kommen Massenentwicklungen von giftbildenden Cyanobakterien im Waginger See immer noch vor. Die Erreichung des guten ökologischen Zustandes nach EU-Wasserrahmenrichtlinie wird am Waginger See derzeit als unwahrscheinlich, am Tachinger See als unklar eingeschätzt. Eine Verbesserung bzw. Stabilisierung der Wasserqualität in den touristisch genutzten Seen ist daher geboten.

Der das Algenwachstum limitierende Nährstoff ist in beiden Seen der Phosphor (BUCHMEIER, 2007). Besonders dem Waginger See werden noch größere Mengen an Nährstoffen von außen zugeführt, welche vorherrschend aus landwirtschaftlichen Flächen stammen. Die in den Seesedimenten abgelagerten Nährstoffe führen nur in sehr geringem Ausmaß zu interner Düngung (BUCHMEIER, 2003).

Daher wurde in dieser Arbeit, welche Teil des INTERREG IIIA-Projektes „Nachhaltige Landwirtschaft in der euRegionalen Seenlandschaft“ kurz „SeenLandWirtschaft“ ist, geklärt, wie hoch die Schwankungen im Phosphoreintrag zwischen verschiedenen Jahren und Monaten sind, welchen mittleren Phosphoreintrag die Seen vertragen, um den mesotrophen Zustand zu erreichen, wie hoch der Anteil des gelösten Phosphors ist und wie sich Phosphorfracht und -konzentration im Längsverlauf der Bäche ändern. Diese Daten dienen als Grundlage für die Festlegung von Maßnahmen, welche die Phosphoreinträge verringern und sagen aus wie viel der Phosphoreintrag verringert werden müsste, um einen befriedigenden Zustand in den Seen zu erhalten.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Soweit möglich wurde auf bereits bestehende Daten des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein zurückgegriffen. Es handelt sich hierbei im Wesentlichen um Phosphoranalysen und Abflussdaten von Pegelmessstellen mit natürlichen Sohlen, welche bei großen Hochwässern auch umgelagert werden können. Die Kurven zur

Berechnung der Abflüsse aus den Wasserständen wurden vom Landesamt für Wasserwirtschaft über Flügelmessungen des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein ermittelt und für die sehr hohen Abflüsse extrapoliert. Alle Wasserproben wurden mittels eines gespülten Gefäßes entnommen und nach den gültigen Normen und Standards (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V., 2004) im Labor des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein analysiert. Sie wurden bis zur Filtration und Analyse gekühlt und in den meisten Fällen sogar vor Ort filtriert.

2.1. Messkampagnen

Im Rahmen des Projektes wurden Abfluss und Phosphorkonzentration in Bächen des Einzugsgebietes Waginger-Tachinger See gemessen. Hierzu wurden 74 Probenstellen festgelegt, denen jeweils ein oberirdisches Teileinzugsgebiet zuzuordnen ist (Abb. 1). Das kleinste beprobte Teileinzugsgebiet (3042, Lage siehe Abb. 7) hat eine Fläche von 6 ha. Das größte Teileinzugsgebiet ist das des Schinderbachs mit 2879 ha, das zweitgrößte das des Höllenbachs mit 2520 ha und das drittgrößte das des Tenglinger Bachs mit 1526 ha. Die Darstellung der Fracht für diese Teileinzugsgebiete erfolgt als Austrag pro Hektar und Tag über das der Probenstelle zugeordnete Einzugsgebiet, um zu verdeutlichen, woher die am Punkt gemessene Fracht zum Zeitpunkt der Probennahme kam.

Die Wahl der Probenstellen erfolgte anhand der vorhandenen Werte in denjenigen Gebieten dichter, aus denen aufgrund bisheriger Untersuchungen ein höherer Austrag vermutet wurde und besonders an Punkten kurz vor dem Zusammenfließen zweier Bäche. Um eine möglichst hohe Anzahl Proben an einem Tag nehmen zu können und damit möglichst einheitliche Abflussverhältnisse in Trockenwetterperioden (Basisabfluss) zu beproben, wurde auch die schnelle Erreichbarkeit der Probenstelle als Kriterium mit einbezogen. Aus personellen Gründen war es möglich, maximal zehn Punkte am Tag zu beproben. Die Bäche wurden in sinnvoller Reihenfolge (von der Mündung zur Quelle, je ein größeres Teileinzugsgebiet pro Tag) beprobt. Die Probenserie im Winter (31.1. bis 4.3.2005) dauerte aufgrund von Schneefällen, welche die Serie unterbrachen, länger als die Serie während einer anhaltenden Trockenperiode im Herbst zwischen 29.8. und 15.9.2005. Trotz des sehr kalten Wetters spielt bei der Winterserie Schmelzwassereinfluss eine Rolle.

Die Abflussmessung erfolgte nach der Salzverdünnungsmethode. Pro Liter geschätztem Abfluss wurden 5 – 10 g Kochsalz, aufgelöst in Bachwasser, zugegeben. Damit das Salz auch wie durch die Methode vorgegeben gleichmäßig im Bach eingemischt wird, wurde die Messstrecke mit Gerinnebereite x 20 festgelegt. Die überwiegende Anzahl der Messungen erfolgte mit einem Gerät der Firma Logotronic (Österreich), das den Abfluss automatisch aus der gemessenen Leitfähigkeitskurve berechnet. Ein Teil der Messungen wurde im Zuge des Methodenabgleichs von Kollegen und Kolleginnen des österreichischen Bundesamtes für Wasserwirtschaft durchgeführt und zur Verfügung gestellt.

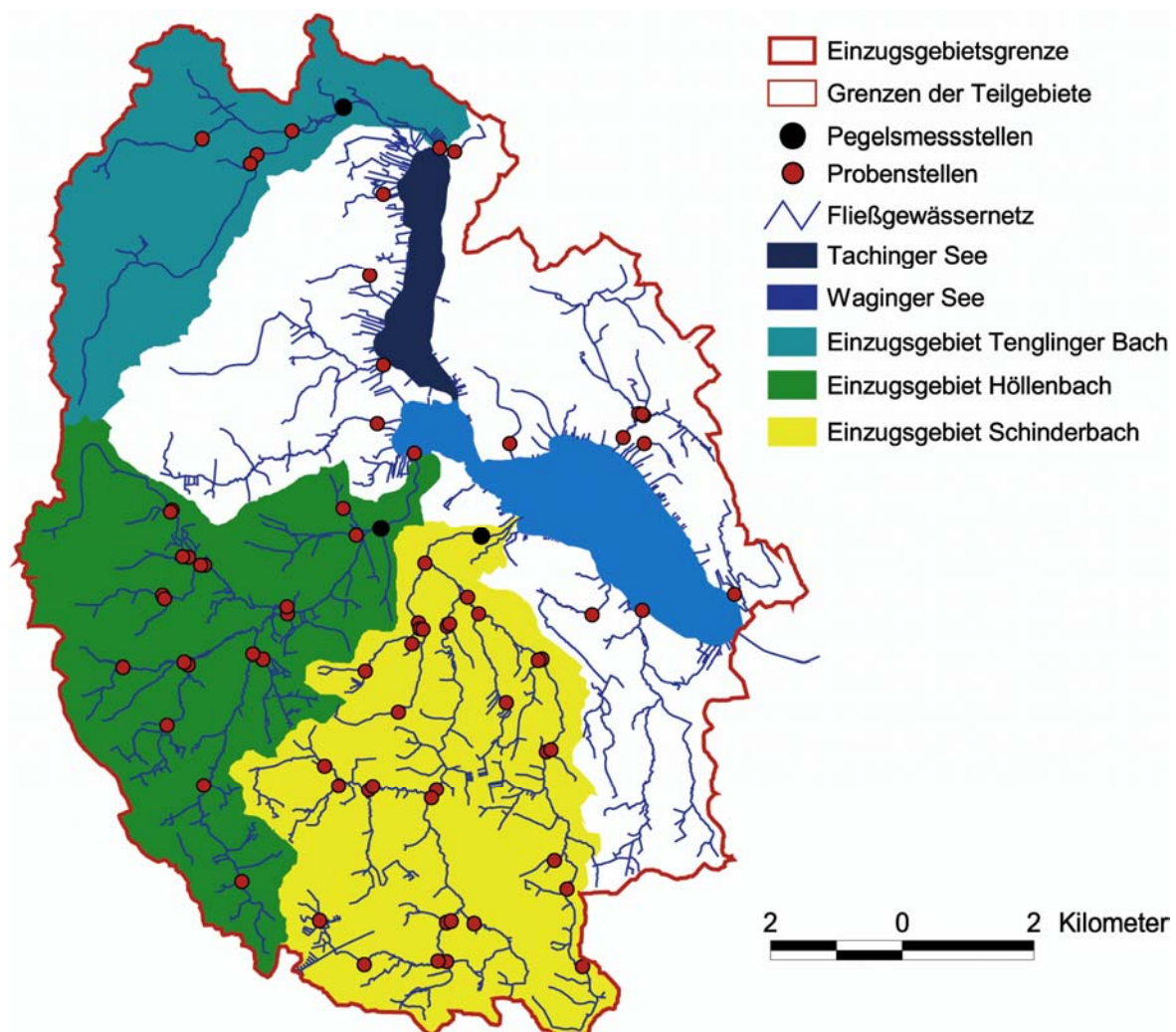


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen und Teileinzugsgebiete im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees

2.2. Datenauswertung

Da ab 1993 die Phosphorkonzentrationen des Seewassers im Jahresmittel nur geringfügig schwankten und deutlich niedriger als in den Vorjahren waren (BUCHMEIER, 2007), wurden ab diesem Zeitpunkt Frachtberechnungen durchgeführt. Abflussmesswerte lagen bis 2004 an allen drei Pegeln in viertelstündlichen Intervallen vor. Anhand der errechneten Frachten aus den Einzugsgebieten der Zuflüsse Schinderbach, Höllenbach und Tenglinger Bach wurde auf die gesamten Einzugsgebiete der Seen hochgerechnet, da sich Abfluss und Konzentration in den kleinen Bächen ähnlich verhalten wie in den großen Zubringern (BUCHMEIER, 2003).

Zur Ermittlung der Regression zwischen Gesamtphosphorgehalt und Abfluss wurden Untersuchungswerte aus den Jahren 1996 – 2005 herangezogen, da signifikante

Unterschiede zwischen diesen Jahren nicht festgestellt werden konnten. Die für den Höllenbach und Schinderbach ermittelten Regressionen liefern im Bereich geringer Abflüsse positive, realistische Werte. Die ermittelte Regression des Tenglinger Bachs errechnet im Bereich von Abflüssen unter $0,18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ negative Konzentrationen. Daher wurde am Tenglinger Bache für alle Niedrigwasserabflüsse unter $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ die Konzentration gleich der mittleren Konzentration bei niedrigen Wasserständen gesetzt (siehe auch Abb. 5).

Als für einen See tolerierbare mittlere jährliche Phosphorfracht zur Erreichung des mesotrophen Zustandes wird in dieser Arbeit die Menge Phosphor verstanden, welche dazu führt, dass im Seewasser ein mittlerer Phosphorgehalt von höchstens $20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ gemessen wird (siehe auch ÖSTERREICHISCHES NORMUNGS-INSTITUT, 2001). Weil angenommen werden kann, dass sich die Durchflussrate des Seewassers konstant und die Phosphorsedimentationsrate bei gleichbleibender Trophie annähernd konstant verhält, wurde mit folgender Formel aus VOLLENWEIDER, 1976 berechnet wie viel Phosphor jährlich in jeden der Seen gelangen darf und welchem Austrag pro Flächeneinheit im Einzugsgebiet dies entspricht:

$$F = K \times t \times (w + s)$$

Es bedeuten:

F	jährliche Phosphorfracht pro Seefläche	$(\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$
K	Phosphorkonzentration im Seewasser	$(\text{mg} \cdot \text{m}^{-3})$
t	mittlere Seetiefe	(m)
w	Durchflussrate des Seewassers	$(1 \cdot \text{a}^{-1})$
s	Konstante abhängig von der Phosphor-Sedimentationsrate	$(1 \cdot \text{a}^{-1})$

Zur Ermittlung des Zusammenhanges zwischen Gesamtphosphorgehalt und Gesamtphosphorgehalt im Filtrat konnten Untersuchungswerte aus den Jahren 2001/2002 und 2004/2005 an den Pegelmessstellen der drei Hauptzuflüsse und aus Beprobungen von Oberläufen in den Einzugsgebieten herangezogen werden.

3. Ergebnisse

3.1. Phosphorfrachten in den Jahren 1993 bis 2004 und tolerierbare Fracht

In Abb. 2 ist der Zusammenhang zwischen der Phosphorkonzentration und dem Abfluss in den drei Hauptzuflüssen zum Waginger-Tachinger See dargestellt. Die basierend auf den gemessenen Abflüssen daraus berechneten jährlichen Phosphorfrachten schwanken aufgrund von Hochwasserereignissen stark. Im Untersuchungszeitraum beträgt der jährliche Austrag im Einzugsgebiet des Tenglinger Bachs in einem abflussreichen Jahr das Dreizehnfache, am Höllenbach das Achtfache und am Schinderbach das Siebenfache der jeweiligen Minimalfracht (Abb. 3). Die permanente Nährstoffnachlieferung über den Basisabfluss war in allen

Jahren etwa gleich. Die höchsten Austräge pro Hektar und Jahr kommen in der Regel aus dem Einzugsgebiet des Schinderbachs (Abb. 3, Abb. 4), welches im Verhältnis zu seiner Fläche auch den relativ größten Abfluss aufweist. In den Jahren 1995 und 1996 bringt der Höllenbach einen etwas höheren Austrag pro Fläche als der Schinderbach. 1995 war dieser höhere Austrag durch Hochwasser im Mai und Juni bedingt, 1996 war der Abfluss am Schinderbach relativ niedrig. Die niedrigsten Einträge kommen aus dem Gebiet des Tenglinger Bachs.

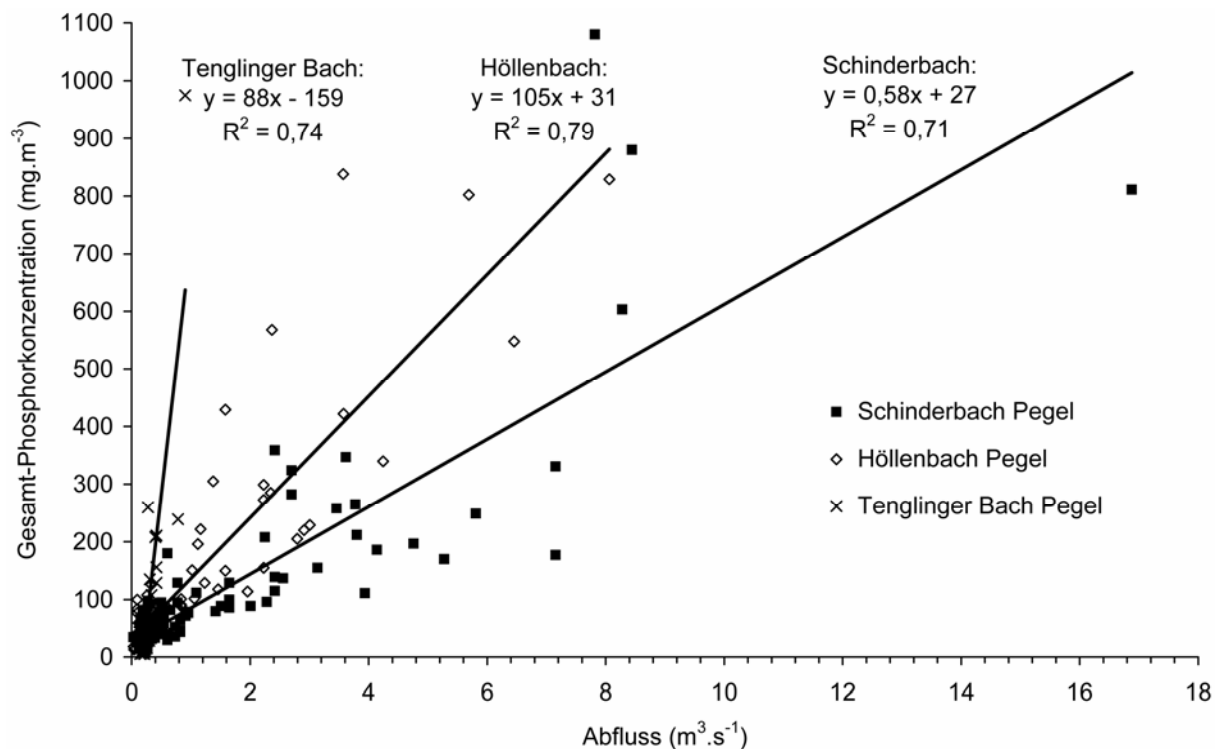


Abb. 2: Phosphorkonzentration und Abfluss in den drei Hauptzuflüssen des Waginger-Tachinger Sees

Die Abflussschwankungen übers Jahr sind am Tenglinger Bach sehr gering, am größten sind sie am Schinderbach. Am Schinderbach fließen in den Wintermonaten Dezember bis März mehr als drei Viertel des Niederschlages im Bach ab. Die Verteilung der Abflüsse in den verschiedenen Monaten weist für alle Bäche ein Maximum im März auf. Dies ist nicht nur durch Niederschläge, sondern auch durch die Schneeschmelze bedingt. Die Verteilung des Phosphoreintrags in den verschiedenen Monaten zeigt im Schinderbach und Höllenbach ein Eintragsmaximum im März. Im durch Quellwasser dominierten Tenglinger Bach liegt dieses Maximum im April (Abb. 4). Der auffällig geringe Austrag im Mai ist dadurch bedingt, dass im Mai nur einmal während der betrachteten Periode ein überdurchschnittlich hoher Abfluss gemessen wurde. In den anderen Sommermonaten war dies in mehreren der betrachteten Jahre der Fall.

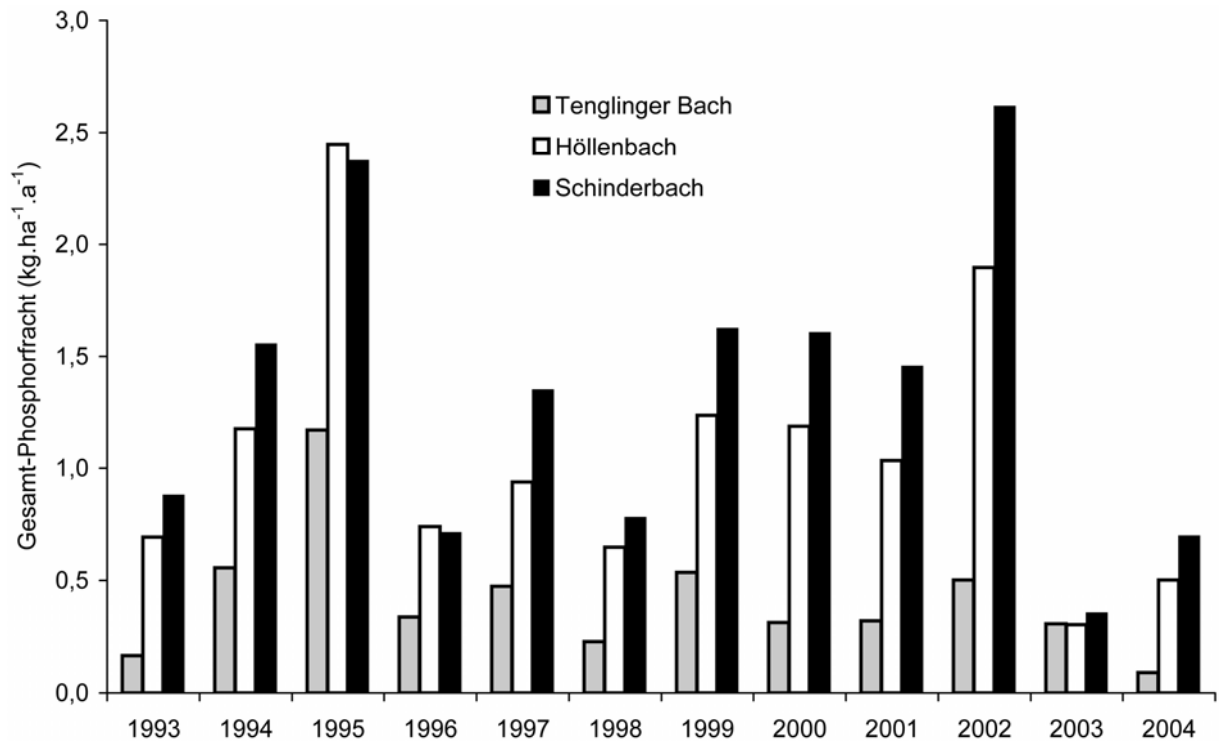


Abb. 3: Jährliche Phosphorfracht für den Zeitraum 1993 - 2004 in den drei Hauptzuflüssen des Waginger-Tachinger Sees

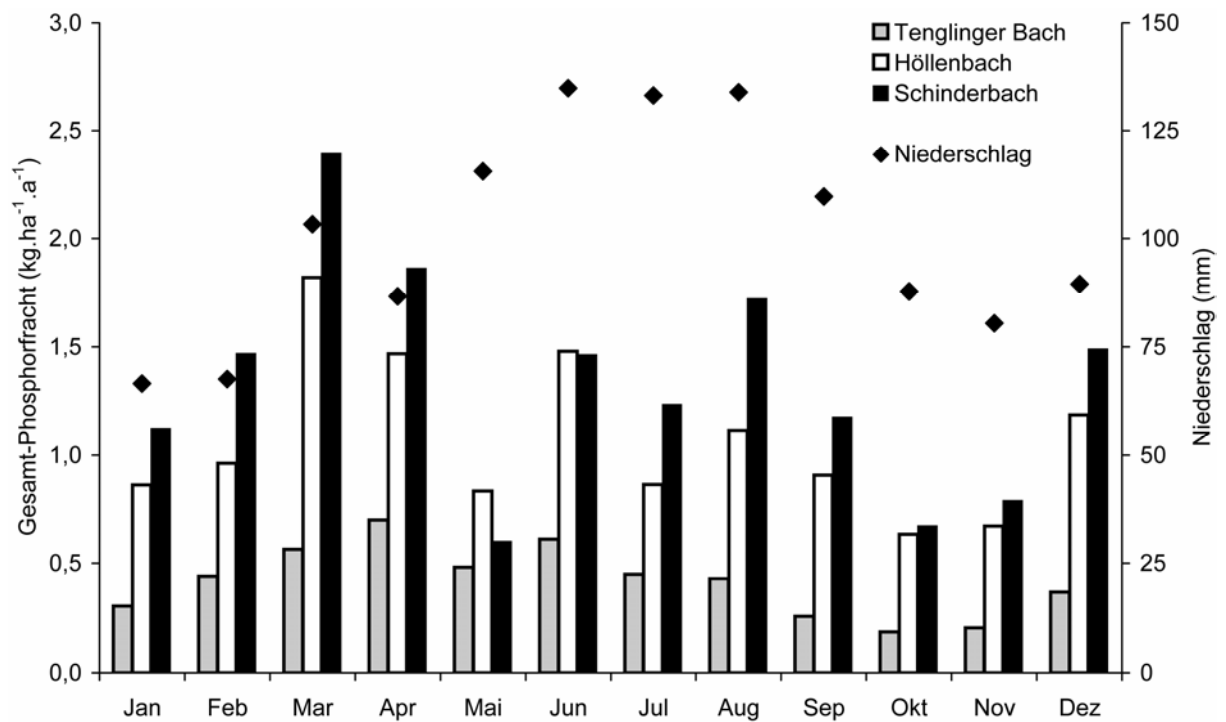


Abb. 4: Mittlerer Niederschlag in Waging und mittlere monatliche Phosphorfracht in den drei Hauptzuflüssen des Waginger-Tachinger Sees für den Zeitraum 1993 - 2004

Rechnet man ausgehend von den Mittelwerten oder den Medianen des Zeitraumes 1993 – 2004 von den Hauptzuflüssen auf das gesamte Einzugsgebiet hoch, so ergibt sich für den Waginger See eine mittlere jährliche Phosphorfracht von 10 t und für den Tachinger See 1 t. Betrachtet man das Jahr 2000, welches in der Höhe und Verteilung der Niederschläge näherungsweise als durchschnittliches Jahr angesehen werden kann, ergibt sich für den Waginger See eine Fracht von 11 – 12 t und für den Tachinger See 1 t. Der mittlere Austrag liegt aus dem Einzugsgebiet des Tachinger Sees bei $0,3 - 0,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, aus dem des Waginger Sees bei 1,1 bis $1,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Die Berechnung der mittleren Jahresfracht, welche in die Seen gelangen darf, damit die Phosphorkonzentration im Jahresmittel unter $20 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ fällt, ergibt für den Waginger See $6 - 7 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$, für den Tachinger See $1 \text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$. Rechnet man diese tolerierbare mittlere jährliche Phosphorfracht in den tolerierbaren mittleren jährlichen Flächenaustrag um, ergibt sich für das Einzugsgebiet des Waginger Sees ein Wert von $0,7 - 0,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, für das des Tachinger See ein Wert von $0,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

3.2. Gesamtphosphor und Gesamtphosphor im Filtrat in den Seezuflüssen

Betrachtet man die Situation bei niedrigen Wasserständen, ergibt sich kein Zusammenhang zwischen der Konzentration und der Höhe des Abflusses. Am Schinder- und Tenglinger Bach ergibt sich als Regression eine Waagrechte, welche der mittleren Konzentration bei Niedrigwasser entspricht (Abb. 5).

Aus Abb. 6 geht hervor, dass am Höllen- und Schinderbach während der Vegetationsperiode im Sommer die Phosphorkonzentration in den Bächen deutlich erhöht ist. Am durch Quellwasser geprägten Tenglinger Bach ist dies nicht so. Da die abfließende Wassermenge bei Niedrigwasser relativ konstant ist und bei den Sommerwerten im Mittel etwa gleich wie im Winter war, ergibt sich im Sommer zumindest bei niedrigen Wasserständen am Waginger See ein höherer Phosphoreintrag als im Winter.

Betrachtet man nur die Situation bei niedrigen Wasserständen (Basisabfluss), so ergibt sich aus den Regressionen für alle drei Hauptzuflüsse und die Bäche im Einzugsgebiet des Waginger Sees ein gut abgesicherter Faktor von 0,8, um vom Gesamtphosphorgehalt auf den Phosphor im Filtrat zu schließen. An den Bächen im Einzugsgebiet des Tachinger Sees lag der Faktor bei 0,7.

Im Hochwasserfall, bei Abflüssen von mindestens $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ an den Pegelmessstellen Schinderbach und Höllenbach, war der Anteil des partikulären Phosphors höher als bei niedrigen Wasserständen. Nur bei einem Viertel der Proben war sein Anteil aber größer als 50%. Im Mittel waren 60% des Phosphors auch im Hochwasserfall gelöst (Tab. 1, 2).

Der Anteil des gelösten Phosphors gegenüber dem partikulären war in den Sommermonaten gegenüber den Wintermonaten erhöht.

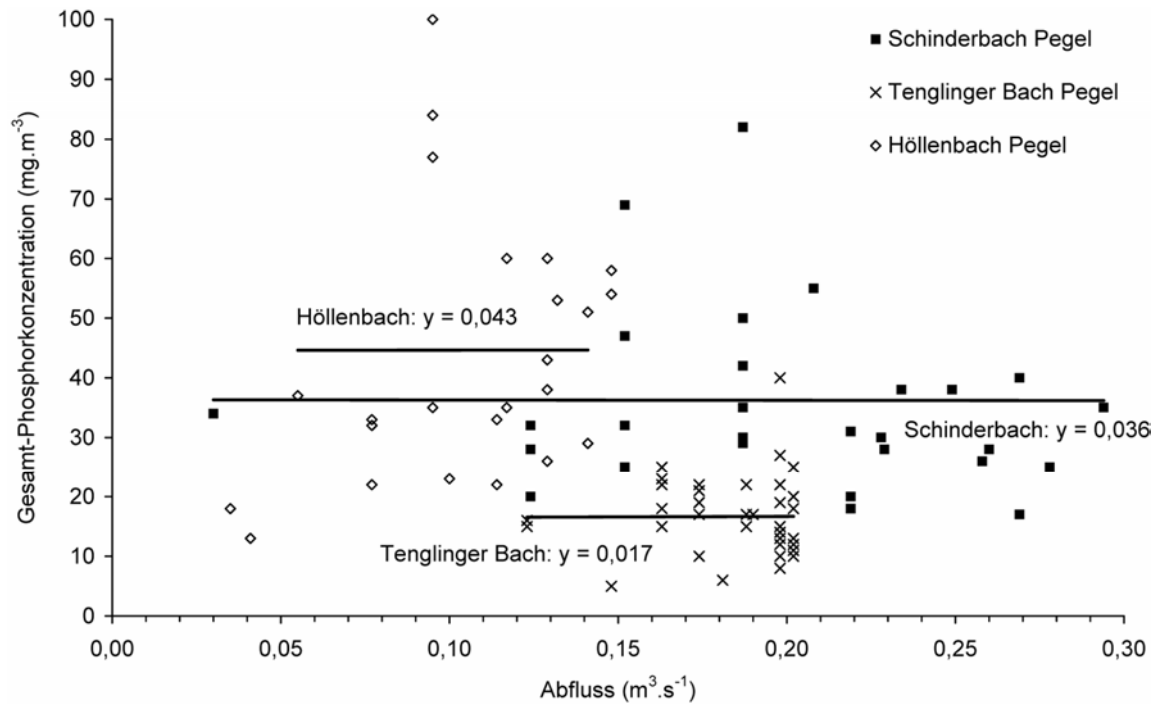


Abb. 5: Abfluss, Phosphorkonzentration und zugehöriger Mittelwert (durchgezogene Linien) in den drei Hauptzuflüssen des Waginger-Tachinger Sees bei niedrigen Abflüssen (Höllenbach $< 0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, Tenglinger Bach $< 0,21 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, Schinderbach $< 0,30 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).

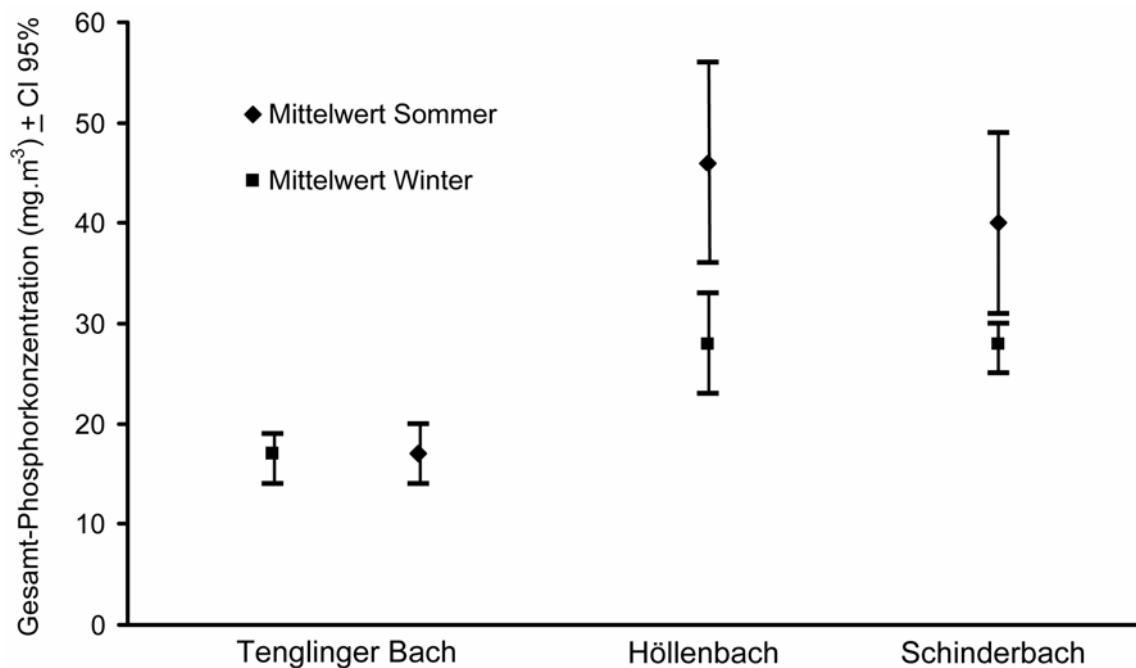


Abb. 6: Mittlere Phosphorkonzentration bei niedrigen Abflüssen (Höllenbach $< 0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, Tenglinger Bach $< 0,21 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, Schinderbach $< 0,30 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) im Sommer (März bis Oktober) und Winter (November bis Februar) in drei Hauptzuflüssen des Waginger-Tachinger Sees und zugehöriger Vertrauensbereich für den Mittelwert (CI 95)

Tab. 1: Anteil von Gesamtphosphor im Filtrat zu Gesamtphosphor im Bachwasser in den drei Hauptzuflüssen und Bächen in den Einzugsgebieten zum Waginger-Tachinger See bei niedrigen Wasserständen.

	Schinder- bach	Höllen- bach	Einzugsgebiet Waginger See	Tenglinger Bach	Einzugsgebiet Tachinger See
Minimum (%)	65	39	56	50	42
1. Quartile (%)	77	70	74	72	65
Median (%)	89	78	85	81	71
3. Quartile (%)	95	85	92	100	80
Maximum (%)	100	100	100	100	100
Stichprobegröße	31	23	44	44	13

Tab. 2: Anteil von Gesamtphosphor im Filtrat zu Gesamtphosphor im Bachwasser in den zwei Hauptzuflüssen und Bächen im Einzugsgebiet des Waginger See bei Abflüssen von mehr als $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Hochwasser) an den Pegelmessstellen.

	Schinder- bach	Höllen- bach	Einzugsgebiet Waginger See
Minimum (%)	11	21	15
1. Quartile (%)	49	53	54
Median (%)	62	60	67
3. Quartile (%)	70	68	71
Maximum (%)	81	85	88
Stichprobegröße	25	18	46

3.3. Phosphorkonzentration in Bächen des Einzugsgebietes bei Basisabfluss

Die geringste Phosphorkonzentration (unter der Nachweisgrenze $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) wurde an der Quelle bei Burg (1004) festgestellt. An allen anderen Probenstellen wurden durchwegs höhere Phosphorkonzentrationen gemessen. Die Werte an den Bächen lagen zwischen 9 und $338 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Zwei der Probenstellen (3039 und 3042) liegen unterhalb von Staubereichen und weisen im Vergleich zu den Messstellen an Fließstrecken relativ hohe Phosphorkonzentrationen $53 - 391 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ auf (Abb. 7). Im Jahr 2001 wurden auch am Ötzbach (3200) mehrmals $80 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ überschritten.

Wie schon an den drei Hauptzuflüssen dargestellt (Abb. 4), schwankt die Phosphorkonzentration bei Niedrigwasser zum Teil erheblich. In beiden Serien weisen aber dieselben Messpunkte entweder hohe (gelb bis lila) oder relativ geringe (blau bis gelb) Konzentrationen auf. Die Konzentrationen im Herbst 2005 waren etwas höher als im Winter 2005. In der Regel nahmen die Konzentrationen im Verlauf des Bachs ab. Im Einzugsgebiet des Tachinger Sees wurden geringere Konzentrationen gemessen als im Einzugsgebiet des Waginger Sees.

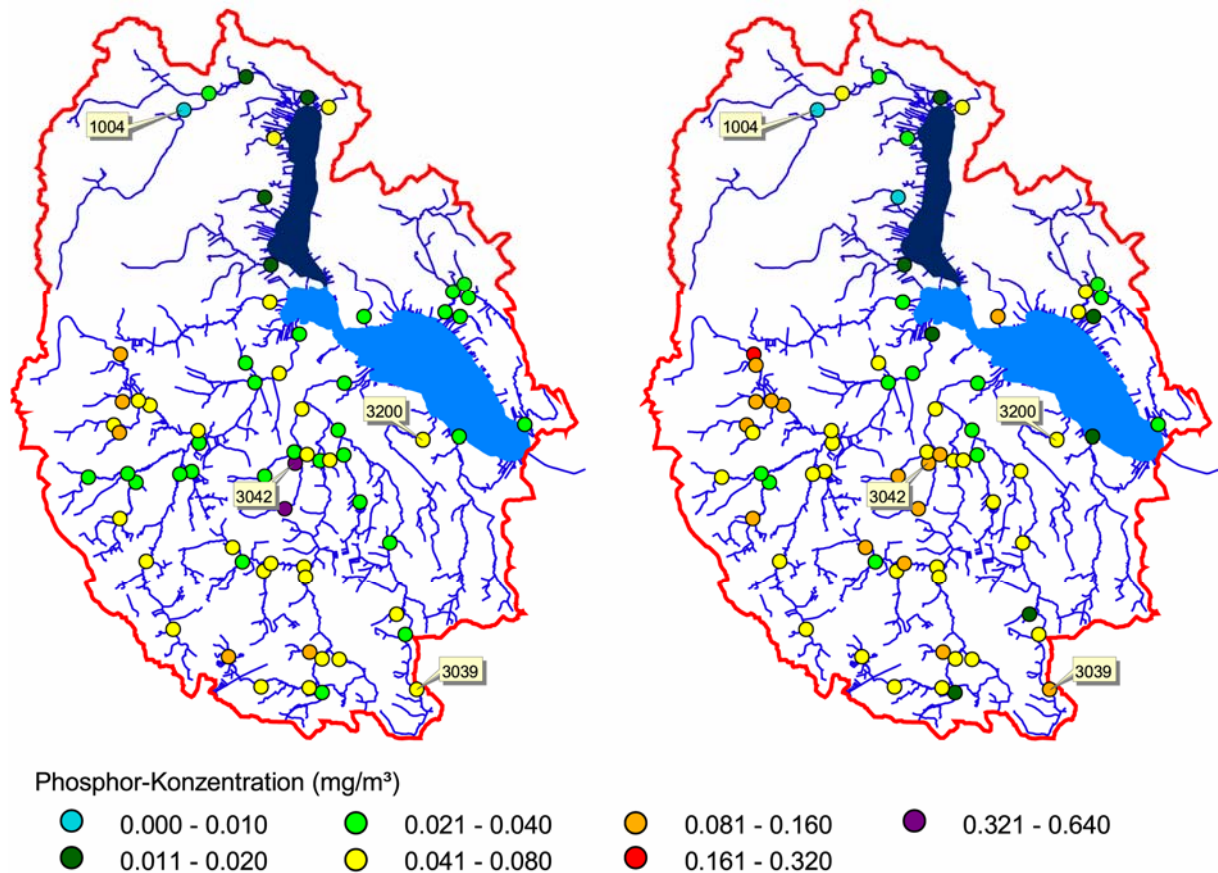


Abb. 7: Phosphorkonzentration in Bächen des Einzugsgebietes Waginger-Tachingen See bei niedrigen Wasserständen im Winter (links) und Herbst (rechts) 2005.

3.4. Phosphorfracht aus Teileinzugsgebieten

Obwohl besonders in den Oberläufen die Konzentration im Herbst meist höher war als im Winter (Abb. 7), war aufgrund der Abflüsse die Fracht im Winter in den meisten Fällen höher als im Herbst. (Abb. 8). Die Fracht pro Hektar Einzugsgebietsflächen ist in Oberläufen häufig höher als im gesamten Einzugsgebiet. Im Längsverlauf des Tenglinger Bachs steigt die Fracht pro Hektar Einzugsgebietsfläche entgegen dieser Beobachtung deutlich an, weil aus den angrenzenden Flächen und den Seitenbächen eine erhebliche Wassermenge mit deutlich höherer Konzentration zufließt.

Abflüsse über $1\text{mm}\cdot\text{m}^2$ wurden in beiden Serien nur aus den deutlich durch Quellwasser beeinflussten Gebieten 3017, 3023, 3030, 1004, 1000, 1200 und 1400 gemessen. Aus einigen Gebieten kommt sogar bei Basisabfluss so viel Wasser, dass die Frachten trotz geringer Konzentration hoch sind (1200, 1400). Besonders in den Mittelläufen und Schluchtstrecken der Bäche strömen bei Basisabfluss relativ große Wassermengen zu, welche trotz geringer Konzentration frachterhöhend wirken.

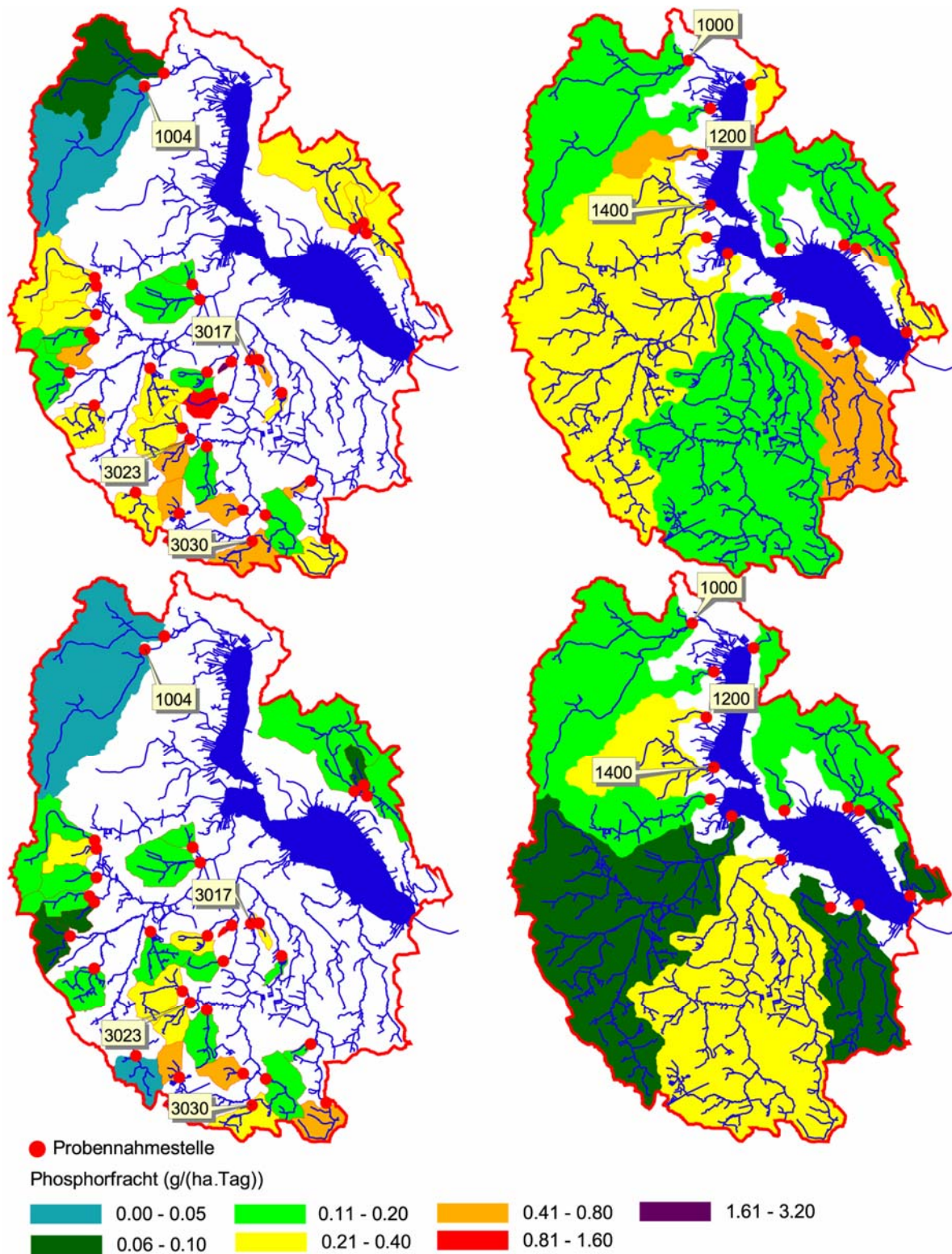


Abb. 8: Phosphorfracht aus Teileinzugsgebieten am Waginger-Tachinger See bei niedrigen Wasserständen. Oben Winter, Unten: Herbst, Links: Oberläufe, Rechts: gesamtes Bacheinzugsgebiet

4. Diskussion

Wie in BUCHMEIER (2003) dokumentiert gelangen die meisten Phosphoreinträge mit Hochwasserereignissen in die Bäche und Seen, da hier sowohl der Abfluss als auch die Konzentration hoch ist. Die Berechnung der Fracht in den Jahren 1993 bis 2004 und der mittleren monatlichen Fracht bildet daher die Häufigkeit und Höhe von Hochwasserereignissen ab. Die relativ großen Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten der drei Hauptzuflüsse ergeben sich durch die höheren Konzentrationen am Schinder- und Höllenbach, sowie den höheren Abfluss aus dem Gebiet des Schinderbachs. Begründbar sind diese Unterschiede über die geologischen und klimatischen Voraussetzungen (Abnahme der Niederschläge von Südosten nach Nordwesten, mehr Versickerung im Einzugsgebiet Tachinger See, BUCHMEIER, 2007). In Tab. 3 sind die den Jahren 2001/2002 gemessenen Phosphorfrachten mit den berechneten Frachten für diese Periode verglichen. Die Abweichung von $\pm 15\%$ zeigt, dass die Berechnung sehr gute Ergebnisse liefert.

Tab. 3: Niederschlag, gemessener (BUCHMEIER, 2003) und berechneter Abfluss im Zeitraum April 2001 bis März 2002 in den drei Hauptzuflüssen zum Waginger-Tachinger See

	Phosphorfracht Tenglinger Bach (t·a ⁻¹)	Phosphorfracht Höllenbach (t·a ⁻¹)	Phosphorfracht Schinderbach (t·a ⁻¹)	Niederschlag Waging (mm·a ⁻¹)
April 2001 bis März 2002 berechnet (t·a ⁻¹)	0,55	3,5	5,5	1364
April 2001 bis März 2002 Probensammler (t·a ⁻¹)	0,48	3,7	6,5	1364
Differenz zu Berechnung (t·a ⁻¹)	0,07	-0,2	-1,0	
Differenz zu Berechnung (%)	14	5	15	
Die Berechnung	überschätzt	unterschätzt	unterschätzt	

Betrachtet man die Mobilität des Phosphors im Jahresverlauf, so ist die berechnete Phosphorfracht im Frühjahr, besonders im März, deutlich erhöht (siehe auch STRAUSS & STAUDINGER, 2007). Methodisch bedingt muss vermehrte Düngung als Grund für die hohen berechneten Frachten im März ausgeschlossen werden. Da besonders ab Ende Februar, nach Wegfallen der Einschränkungen für das Ausbringen von Gülle (gefrorener, durchgehend schneebedeckter oder wassergesättigter Boden, Sperrfrist) vermehrt Gülle ausgebracht wird (mündliche Mitteilung von OEHLER, R., 2007, Amt für Landwirtschaft und Forsten Traunstein) wird in dieser Arbeit die Phosphorfracht im Frühjahr vermutlich unterschätzt. Zu dieser Zeit steht durch relativ hohe Niederschläge plus Schmelzwasser, geringe Verdunstung und geringe Interzeption sehr viel Wasser zur Verfügung, um Nährstoffe zu transportieren. Wenn zu dieser Zeit Düngemittel auf die landwirtschaftlichen Flächen

ausgebracht werden, ist das Risiko, dass diese in die Gewässer gelangen daher besonders hoch.

Die berechneten 6 – 7 t tolerierbaren mittleren jährlichen Phosphoreintrags am Waginger See passen gut zu der Beobachtung, dass im Jahr 2004 bei einem Eintrag von 5 t ein mittlerer Gesamtposphorgehalt von $20 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ im Waginger See (BUCHMEIER, 2007) erreicht wurde. Vermutlich hat das Trockenjahr 2003 mit einem Eintrag von nur 3 t diese geringe Konzentration mit beeinflusst, da die Frachten von 6 – 7 t in den Jahren 1993, 1996 und 1998 nicht zum Erreichen eines mittleren Gesamtposphorgehalts von $20 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ im See geführt hatten. Da die mittlere Konzentration im Seewasser (BUCHMEIER, 2007) trotz der stark schwankenden Phosphoreinträge wie die permanente Nährstoffnachlieferung über den Basisabfluss in allen Jahren etwa gleich war, liegt der Schluss nahe, dass die Fracht, welche über den Basisabfluss in einen See gelangt, die Konzentration im See maßgeblich mitbestimmt. Maßnahmen zur Verringerung der Konzentration bei Basisabfluss erscheinen daher sinnvoll.

Der geringe Anteil partikulären Phosphors auch während der beprobten Hochwasserereignisse zeigt, dass im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees nicht die Erosion die Hauptursache des Nährstoffeintrags darstellt. Als Hauptursache des Eintrags ermittelte LÖSCHENBRAND (2007) Sickerwasser und Drainageabfluss. Durch die im Vergleich zum Grund- oder Quellwasser kurze Bodenpassage kann durch den Drainage- oder Zwischenabfluss auch mit Starkregen oder Schneeschmelze eingeschwemmter Dünger schnell ausgetragen werden (WEISS, 2004). BAUER und KIRSTEN (1999) wiesen im Einzugsgebiet des Hopfensees (Ostalgäu), in dem ebenfalls Grünlandwirtschaft vorherrscht, nach, dass sich die Landnutzung (intensiv gegenüber extensiv und nicht genutzt) signifikant auf die Phosphorkonzentration im abfließenden Wasser auswirkt. Überträgt man diese Aussage auf das Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees, so ist zu berücksichtigen, dass der Einfluss von Quellwasser diesen Zusammenhang überlagert und eine geringe Phosphorkonzentration nicht immer auf extensive Nutzung schließen lässt.

Wasser, das auf den Plateauflächen in Oberflächengewässer gelangt, kann, sofern man gespanntes Wasser ausschließt, nur in Form von Zwischenabfluss, Dränagewasser oder über Oberflächenabfluss in einen Bach hineinkommen. Diese Situation herrscht in den Oberläufen des Waginger Sees vor, wo, im Vergleich zum weiteren Gewässerverlauf, relativ hohe Konzentrationen und zum Teil auch Frachten gemessen wurden. Ein Ansatzpunkt für die Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Seen könnte demnach die Renaturierung der oft begradigten, künstlich eingetieften und ihres Gehölzsaumes beraubten Oberläufe sein, um die natürlichen Abbauprozesse anzuregen und einen Puffer zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässer zu errichten. Wie ein Pufferstreifen im Gebiet optimal anzulegen ist, sollte untersucht werden.

Die Abnahme der Konzentration in den Bächen lässt sich folgendermaßen erklären: In den Mittel- und Unterläufen verlaufen die Bäche oft in tief eingeschnittenen Tälern oder haben zumindest einen Gehölzsaum, so dass der Abstand zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen meist erheblich höher ist. Kleine Zubringer münden auch in die unteren Bachabschnitte, was zu Konzentrationserhöhungen führen kann. Biologische Abbauprozesse und der Zustrom nährstoffarmen Grundwassers in den Schluchtstrecken wirken diesem Prozess entgegen.

5. Literaturverzeichnis

- BAUER, F. und Ch. KIRSTEN, 1999: Entwicklungsvorhaben Gewässerschutzkonzept für den Hopfensee, Landkreis Ostallgäu. Abschlussbericht zur Vorlage beim Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Wasserwirtschaftsamt Kempten, 81 S.
- BUCHMEIER, G., 2003: Nährstoffeinträge und ihre Auswirkungen auf den Waginger–Tachinger See: Untersuchungsjahre 2001/2002 . Wasserwirtschaftsamt Traunstein, 18 S.
- BUCHMEIER, G., 2007: Der Waginger–Tachinger See (Bayern, Deutschland): Einzugsgebiet, trophische Entwicklung und Phosphordynamik. Schriftenreihe BAW, Band 26, 66-79.
- LÖSCHENBRAND, F., ZIMMERMANN, S. und A. MELZER, 2007: Modellierung der Phosphorgesamtausträge im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees. Schriftenreihe BAW, Band 26, 80-93.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V., 2004: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004)
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (Hrsg.), 2001: Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern, (ÖNORM M 6231). Wien, 58 S.
- STRAUSS, P., und B. STAUDINGER, 2007: Berechnung der Phosphor und Schwebstofffrachten zweier Hauptzubringer (Zellerache, Fuschlerache) des Mondsees. Schriftenreihe BAW, Band 26, 18-33.
- VOLLENWEIDER, R., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, 53–83.
- WEISS, K., 2004.: Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, Materialien Nr. 111. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Autorin:

Mag. Georgia Buchmeier
Regierung von Oberbayern, Sachgebiet Wasserwirtschaft
80534 München, Deutschland



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA.

Ergebnisse von Erhebungen zur Phosphorbilanz landwirtschaftlicher Betriebe in den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsees

M. Diepolder, M. Wendland und S. Raschbacher

Zusammenfassung

Die Auswertung der Phosphor-Salden (Hoftorbilanz) von 168 landwirtschaftlichen Betrieben im bayerischen Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees sowie von 110 Betrieben im Einzugsgebiet des österreichischen Mondsees zeigten im regionalen Mittel für beide Gebiete ausgeglichene P-Salden, jedoch sehr große Streuungen zwischen den Einzelbetrieben. Auf bayerischer Seite wiesen 51 % der Betriebe einen P-Saldo von über 0 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ und 23 % einen solchen von über 20 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ auf. Im Einzugsgebiet des Mondsees hatten 49 % der Betriebe einen positiven P-Saldo, bei 16 % lag er über 20 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$. Gerade zwischen dem Zukauf an Mineraldünger und der Höhe des P-Saldos bestand eine enge Beziehung. Daraus ergibt sich ein wichtiger Ansatzpunkt für die einzelbetriebliche Beratung. In der Tendenz hatten Grünlandbetriebe gegenüber Ackerbau- oder Gemischbetrieben einen etwas niedrigeren P-Saldo.

Zusätzlich aus der Befragung der Landwirte im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees erhobene Betriebsdaten zeigten dort für 48 % der Ackerflächen und für 40 % der Grünlandflächen eine hohe bis sehr hohe P-Versorgung ($> 20 \text{ mg } P_2O_5 \cdot 100^{-1} \text{ g Boden}$). In der Tendenz lässt sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Höhe der P-Versorgung der Flächen, dem P-Zukauf über Mineraldünger und Futtermittel, dem Viehbesatz sowie dem P-Saldo herstellen.

Die Ergebnisse lassen zwar keine direkten Rückschlüsse auf Höhe der tatsächlichen P-Eintragspfade in den See zu, sie bieten aber einen Ansatzpunkt zu weiteren landwirtschaftlichen Optimierungsmöglichkeiten in der Region, die dazu beitragen können, die potenzielle, aus der Fläche stammende (diffuse) P-Belastung in den Waginger-Tachinger See bzw. in den Mondsee-Irrsee zu senken. Diese werden im Beitrag aufgezeigt.

Weitere Erhebungen zeigen, dass in beiden Einzugsgebieten bereits weitgehende Einschränkungen bzw. Extensivierungsmaßnahmen bei der Bewirtschaftung getroffen wurden, wobei im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger-Sees ggf. noch weiteres Potential durch intensive einzelbetriebliche Beratung ausgeschöpft werden kann. Die Bereitschaft auch zu weitgehenden Maßnahmen im direkten Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees besteht, wenn entsprechende finanzielle Ausgleichs angeboten werden.

Results of phosphorus balances for farms in the catchments of the lakes Waginger-Taching See (GER) and Mondsee (AT)

Summary

Farmyard balances for phosphorus have been calculated for 168 farms in the catchments of the Bavarian lake Waginger-Taching See and 110 farms in the catchment for the Austrian lake Mondsee. Mean values for both regions were balanced but single farms exhibited strong deviations from the mean. Concerning lake Waginger-Taching See the P balance of 51% of the evaluated farms gave values above $0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ and for 23% of the farms the P balance was calculated to be above $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$. In the catchment area of lake Mondsee 49% of the farms exhibited P balances above $0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ and 16% had P balance values above $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$. A strong correlation between use of mineral fertiliser and the amount of P balance was found which is deemed an important point for single farm consultancy. P balances for dairy farms were somewhat lower compared to farms with cropland and mixed farms.

Results from questionnaires for the catchment of lake Waging-Taching gave a high to very high soil P status ($> 200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$) for 48% of the arable land and 40% of the grassland. A higher soil P status, amount of employed mineral fertiliser and purchased animal feed and amount of cattle tends to results in higher P balances.

These results do not allow for direct conclusions in terms of actual P losses into the lakes. However, they offer possibilities for further optimisation processes to reduce diffuse pollution into lakes Waginger-Taching See and Mondsee.

Within both catchments, various measures to reduce management intensity have already been undertaken. However in the catchment of lake Waginger-Taching See further improvements could be reached with single farm consultancy. From the results obtained it can be concluded, that there is willingness for even far reaching measures, if financial compensation is offered.

1. Einleitung/Zielsetzung

Für die reizvolle landwirtschaftlich geprägte Seenlandschaft der Region im bayerisch-österreichischen Grenzgebiet ist eine hohe Qualität der Gewässer eine Grundvoraussetzung, sowohl für die Lebensqualität der Bewohner als auch für die touristische Attraktivität der Region. Eine Schlüsselfunktion nimmt dabei die Wasserqualität der Seen ein, die in hohem Maße von den in diesen Gewässern verfügbaren Nährstoffen, insbesondere Phosphor bestimmt wird.

Erhöhte Gehalte von Phosphor führen meist zu verstärktem Algenwachstum und können somit die ökologische Funktionsfähigkeit der Seen, aber auch bestimmte Nutzungen durch den Menschen beeinträchtigen. Aus diesem Grund müssen Anstrengungen unternommen werden, um die Phosphorbelastungen der Oberflächengewässer möglichst gering zu halten. Ein erheblicher Teil dieser Phosphorbelastung gelangt über diffuse Eintragspfade aus dem Umland in die Gewässer.

Die Ausgangslage für dieses Projekt war in Bayern und Österreich unterschiedlich: In Bayern zeigten der Waginger-Tachinger See und insbesondere das Teilgebiet des Waginger Sees eine sehr hohe Nährstoffbelastung (eutroph) und es ist zu erwarten, dass die Zielsetzung eines "guten ökologischen Zustandes" im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie bis zum Jahr 2015 nicht erreicht werden wird. Diese Richtlinie besagt auch, dass der ökologische Zustand eines Gewässers nicht verschlechtert werden darf.

Der österreichische Mondsee zeigt hingegen nur eine geringe Abweichung vom (nährstoffarmen) Grundzustand. Derzeit werden die Zielsetzungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfüllt. Allerdings ist seit dem Jahr 2000 ein leichter Anstieg der Nährstoffgehalte festzustellen.

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind bis zum Jahr 2012 Maßnahmenprogramme umzusetzen, die die Erreichung der Umweltziele sicherstellen. Dabei sind alle Nutzungen zu berücksichtigen, die direkt oder indirekt Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer haben. Das Hauptaugenmerk wird in Bayern auf einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität und in Österreich auf einer langfristigen Absicherung des bereits erreichten Zustandes liegen.

Für den Teilbereich Landwirtschaft sind daher entsprechende Maßnahmen zu erarbeiten, die den gestellten Anforderungen unter Berücksichtigung der topografischen und betrieblichen Gegebenheiten Rechnung tragen.

Erste Schritte dazu bildeten in diesem Teilprojekt Erhebungen bei landwirtschaftlichen Betrieben in den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees bzw. des Mondsee-Irrsees. Insbesondere war dies der Vergleich von Phosphor-Input und Phosphor-Output (Phosphor-Bilanz), der P-Versorgung der Böden sowie weiteren betrieblichen Voraussetzungen und Möglichkeiten.

Darauf aufbauend werden Empfehlungen für den landwirtschaftlichen Bereich erarbeitet, die in Zukunft eine Verminderung der P-Belastung der Oberflächengewässer, insbesondere in der Region des Waginger-Tachinger Sees, erwarten lassen.

2. Material und Methoden

Mittels eines Erhebungsbogens wurden für insgesamt 278 landwirtschaftliche Betriebe in den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsees Betriebsdaten zur Flächennutzung, zur Phosphat-Versorgung des Bodens und zum Lagerraum für Wirtschaftdünger erfasst.

Über weitere spezifische Angaben wurde für Phosphor ein EDV-gestützter einjähriger Nährstoffvergleich (LKP-Nährstoffvergleich) auf Hoforbasis erstellt. Bei diesem wird der Phosphor-Zufuhr durch zugekaufte Wirtschaftdünger, Futtermittel, zugekauftem Vieh und organischen Düngern die P-Abfuhr durch den Verkauf an pflanzlichen

und tierischen Produkten und Abgabe organischer Dünger gegenübergestellt. Der sich ergebende Saldo stellt den Nettoimport (positiv) bzw. Nettoexport (negativ) an Phosphat (angegeben als $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$) dar und wird im Zusammenhang mit weiteren Betriebsdaten interpretiert. Obwohl es sich auf einzelbetrieblicher Ebene nur um einen einjährigen Nährstoffvergleich handelt, sind aufgrund der Stichprobengröße generelle Aussagen für die beiden Regionen möglich.

Ebenfalls erhoben wurden Angaben zur Möglichkeit extensiver Landbewirtschaftung. Einen Schwerpunkt bildeten hier Erhebungen zum Umfang der in Anspruch genommenen staatlichen Extensivierungsprogramme [Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KuLaP), Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm (VNP), Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL)].

Anhand der Auswertungen sowie einer darauf basierenden Expertendiskussion werden Maßnahmen zur Verringerung der Phosphor-Belastung in den beiden Regionen abgeleitet, wobei auch auf die gegenwärtig bestehenden staatlichen Fördermöglichkeiten eingegangen wird.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Auswertung der Phosphorsalden auf Hoftor-Basis in den Einzugsbereichen des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsee-Irrsees

3.1.1 Kurzer Überblick der Betriebe in den Regionen

Tabelle 1 gibt einen Überblick zur Flächennutzung der Betriebe, die in den beiden Regionen Waginger-Tachinger See und Mondsee-Irrsee an den Untersuchungen teilgenommen haben.

Tab. 1: Kenndaten zu den untersuchten Betrieben in den Regionen

Region	Anzahl Betriebe	Hektar gesamt	mittlere LF (ha pro Betrieb)	Acker/Grünland (%)
Waginger-Tachinger See (Bayern)	168	3143	18,7	18/82
Mondsee (Österreich)	110	1896	17,2	02/98
Gesamt	278	5039	18,1	12/88

Im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees beträgt der Ackeranteil durchschnittlich knapp ein Fünftel der Betriebsfläche. Bei den im Einzugsbereich des Mondsee-Irrsees untersuchten Betrieben wird die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) fast ausschließlich als Grünland (98 %) genutzt. Von den erfassten 278 Betriebsalden stammen 60 % aus Bayern. Dies entspricht 62 % der mit der Saldierung erfassten Fläche.

3.1.2 Analyse der Phosphor-Salden in beiden Regionen

Tab. 2 gibt die statistische Analyse (Boxplot) der Phosphorsalden bei den untersuchten Betrieben in den Regionen Waginger-Tachinger See und Mondsee-Irrsee wieder. Hierbei wurde für die Beschreibung des „mittleren Wertes“ nicht das arithmetische Mittel, sondern aufgrund der nicht homogenen Verteilung (siehe auch Abb. 1 und 2), der Median verwendet. Es lassen sich folgende Aussagen treffen:

Tab. 2: Ergebnisse der Auswertung der Phosphor-Salden in beiden Regionen (Boxplot)

Region	n	Phosphor-Saldo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$)						
		min	5 %	25 %	mittlerer Wert	75 %	95 %	max.
Waginger-Tachinger See	168	-51	-20	-6	1	19	40	84
Taching	31	-20	-11	-5	4	34	56	84
Waging	51	-32	-20	-4	3	20	36	51
Region Mondsee	110	-16	-7	-3	0	10	61	109
Gesamt	278	-51	-13	-4	1	15	47	109

Bei insgesamt sehr großer Streuung, welche bei den Betrieben in der Region Waginger-Tachinger See (Bayern) größer als in der Region Mondsee-Irrsee (Österreich) ausfällt, sind im Mittel die P-Salden der untersuchten Betriebe beider Regionen ausgeglichen.

In Bayern weisen 75 % der Betriebe einen P-Saldo von $+19 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ und weniger auf. Eine differenzierte Untersuchung in Bayern auf Gemeindeebene ließ keine Unterschiede der Mittelwerte zwischen den einzelnen Gemeinden erkennen. Allerdings gibt es Unterschiede bei den Extremwerten, wie Tabelle 2 zeigt.

In Österreich haben drei Viertel der Betriebe einen P-Saldo von $+10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ und weniger. Wesentliche Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsees lassen sich jedoch bezüglich der P-Salden nicht ableiten.

Allgemein verlangt die große Streuung der P-Salden nach einer weiteren Ursachenforschung. Immerhin war in der Region des Waginger-Tachinger Sees bei rund der Hälfte der Betriebe ein positiver P-Saldo festzustellen, der bei knapp einem Viertel der Betriebe über $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ pro Hektar lag (siehe Abb. 1) und bei 5 % einen Wert von $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ und darüber erreichte.

Die vergleichsweise wesentlich höhere P-Belastung des Waginger Sees gegenüber dem Tachinger See spiegelte sich nicht in einer entsprechenden Differenzierung der P-Salden der dortigen Betriebe wieder (siehe Tab. 2). Dies ist ein Indiz dafür, dass

alleine aus P-Bilanz landwirtschaftlicher Betriebe eines Einzugsgebietes nicht automatisch auf die P-Belastung des Sees geschlossen werden kann. Vielmehr sind für dessen P-Konzentration die Größe des Einzugsgebiets, das Seevolumen und die Wassererneuerungszeit wesentlich mitbestimmend.

Auf österreichischer Seite im Einzugsgebiet Mondsee hatte knapp die Hälfte der Betriebe einen positiven P-Saldo, bei 16 % erreichte dieser über 20 kg P_2O_5 pro Hektar (siehe Abb. 2) und in 5 % der Fälle wurden Werte von 61 $kg \cdot ha^{-1}$ P_2O_5 und darüber festgestellt.

In den Abb. 1 und 2 sind für beide Regionen die Höhe der Phosphatsalden in ansteigender Höhe angeordnet.

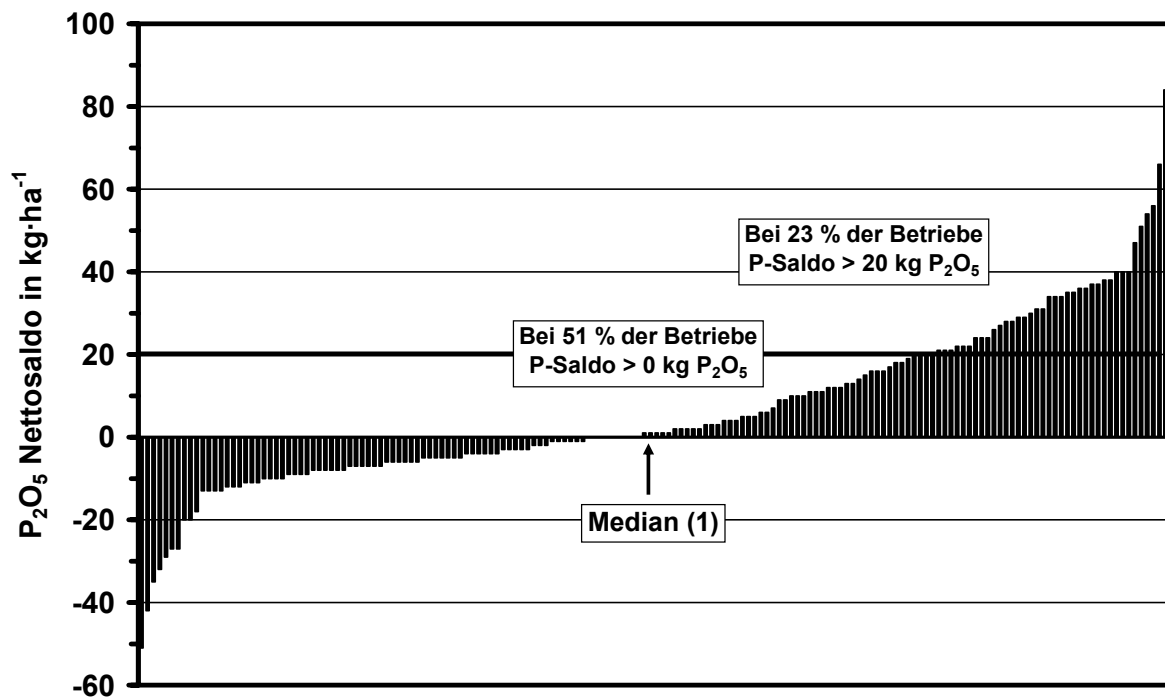


Abb. 1: Phosphor-Salden in der Region des Waginger-Tachinger See (n = 168)

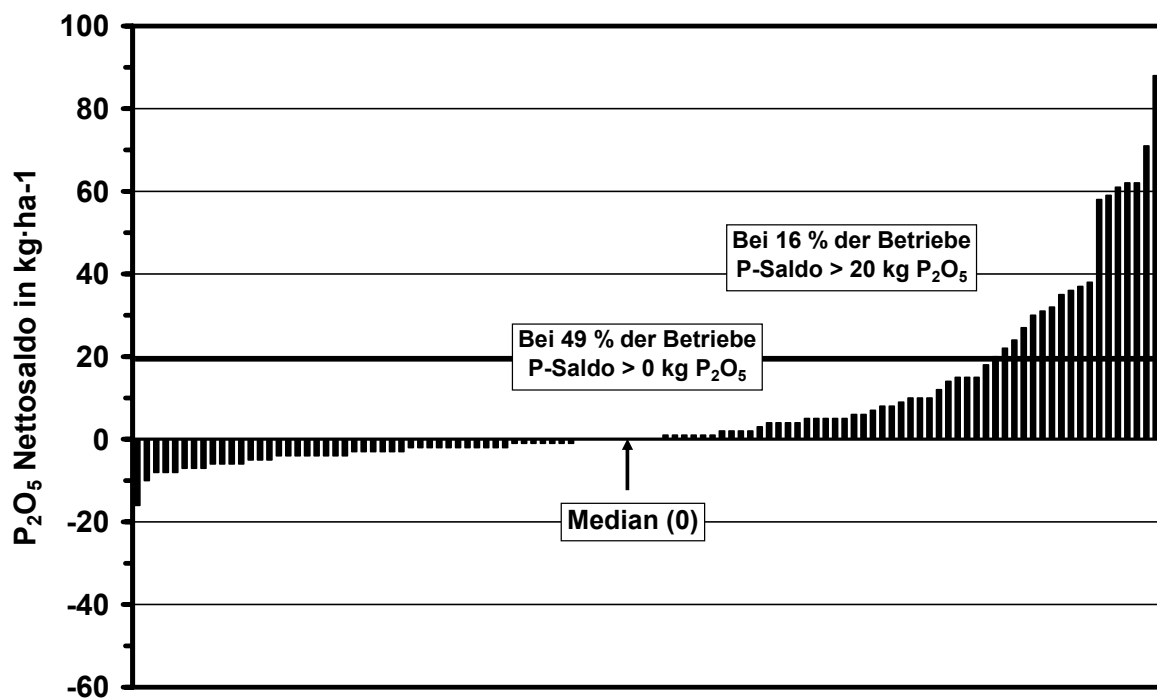


Abb. 2: Phosphor-Salden in der Region des Mondsee-Irrsees (n = 110)

Einfluss des Betriebstyps auf die Höhe des P-Saldos

In Tab. 3 sind die Ergebnisse beider Regionen zusammengefasst: Die vorliegenden Salden basieren überwiegend (65 % der Fälle) auf Betrieben mit einem Grünlandanteil von mindestens 90 %. Gemischtbetriebe sind zu 34 % und reine Ackerbaubetriebe nur zu ca. 1 % vertreten.

Tab. 3: Flächenausstattung, Phosphor-Saldo und N-Ausscheidung (als Maßstab für den Viehbesatz) in Abhängigkeit vom Betriebstyp

Betriebstyp	n	LF (ha)	Mittlere Werte	
			Phosphor-Saldo (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	N-Ausscheidung (kg·ha ⁻¹ N)
Ackerbaubetrieb (> 70 % der LF Acker)	4	29,7	+12	170
Gemischtbetrieb (>10-70 % der LF Acker)	96	19,3	+11	161
Grünlandbetrieb (< 10 % der LF Acker)	178	14,6	-1	122

In der Tendenz haben die Grünlandbetriebe weniger Fläche, einen niedrigeren P-Saldo und eine niedrigere N-Ausscheidung als die Gemischt- bzw. Ackerbaubetriebe.

Verallgemeinerungen in Bezug auf den P-Austrag in die Gewässer sind jedoch durch diese Auswertung nicht möglich. Das heißt, es kann nicht automatisch davon ausgegangen werden, dass Betriebe mit (einjährig) hohem P-Saldo oder Gemischtbetriebe mehr zur Gewässerbelastung beitragen als solche mit niedrigerem P-Saldo.

Einfluss betrieblicher Parameter zur Höhe des P-Saldos

Mittels einfacher Korrelationen wurde für das aggregierte Datenmaterial beider Regionen (Waginger-Tachinger See und Mondsee) analysiert, ob bzw. in welchem Maße verschiedene betriebliche Parameter Einfluss auf die Höhe des P-Saldos hatten.

Keinen signifikanten Einfluss ($\alpha > 0,05$) auf die Höhe des P-Saldos hatten die Ackerzahl, der Umfang des Maisanbaus sowie der Umfang des Zwischenfruchtanbaus eines Betriebes. Nur sehr geringfügige ($\alpha < 0,05$, jedoch $r^2 = \max. 0,1$) monokausale Einflüsse hatten die Flächengröße, der Anteil der Ackerfläche, der Viehbesatz pro Hektar, die Zahl der im Betrieb gehaltenen Kühe, die Milchleistung und die verkaufte Milchmenge. Einen etwas deutlicheren Zusammenhang ($\alpha < 0,05$, $r^2 = 0,17$) in Bezug auf den P-Saldo des Betriebes war beim Zukauf phosphorhaltiger Futtermittel zu sehen. Die Beziehung fiel für die bayerische Betriebsgruppe noch etwas enger ($r^2 = 0,25$) aus. Die mit Abstand deutlichste signifikante Beziehung ($r^2 = 0,79$) zum Phosphor-Saldo wies der Zukauf von phosphorhaltigen Mineräldüngern auf.

Eine eigene Auswertung für die 168 bayerischen Betriebe der Region des Waginger-Tachinger Sees bestätigte gegenüber dem gesamten Datenmaterial die enge Beziehung zwischen der Höhe des mit Mineräldüngern in den Betrieb importierten Phosphats und der Höhe des Phosphorsaldos (siehe Abb. 3).

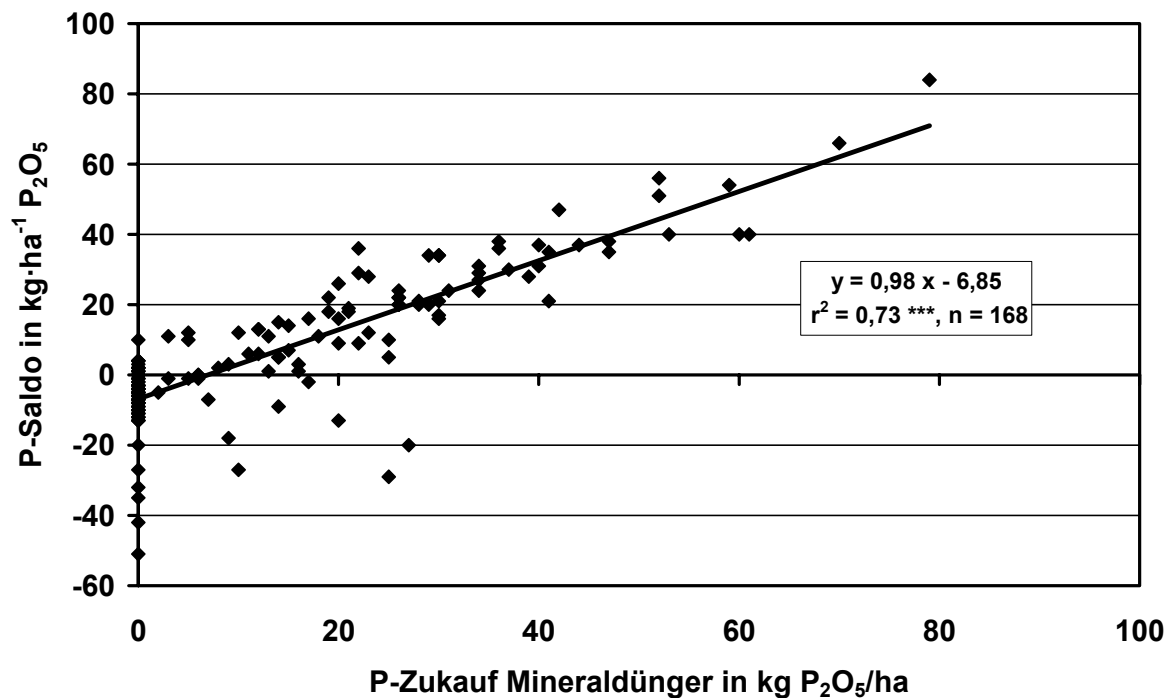


Abb. 3: Beziehung zwischen Mineraldüngerzukauf und P-Saldo bei Betrieben in der Region des Waginger-Tachinger Sees

Dies kommt auch in Tab. 4 bei der Gegenüberstellung der Gruppen mit besonders niedrigen bzw. hohen Phosphorsalden zum Ausdruck. Diese zeigt, dass die bayerischen Betriebe mit den höchsten P-Salden auch die höchsten P-Zugänge über Mineraldünger aufwiesen. Obwohl auch hier Verallgemeinerungen in Bezug auf die Höhe der Belastung der Gewässer nicht zulässig sind, besteht dennoch unzweifelhaft ein wesentlicher Ansatzpunkt für die einzelbetriebliche Beratung.

Tab. 4: Unterschiede von Betrieben mit niedrigen, mittleren und hohen Phosphorsalden im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees

Gruppe	P-Saldo (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	P-Zukauf Mineraldg. (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	Mittlere Werte			Acker- fläche (%)
			P-Zukauf Futter (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	N-Aus- scheidung (kg·ha ⁻¹ N)	LF (ha)	
Unteres Viertel	-11	0	0	126	10	0
„Mitte“ (50 %)	1	0	8	151	17	11
Oberes Viertel	31	34	11	170	23	23

Für die Gruppe der 110 österreichischen Betriebe der Region Mondsee konnte dagegen kein gesicherter Zusammenhang zwischen der Höhe des mit Mineraldüngern in den Betrieb importierten Phosphors und der Höhe des P-Saldos gefunden werden

($r^2 < 0,01$). Dies liegt daran, dass sehr viele Betriebe überhaupt keinen Mineraldünger zukaufen, jedoch der P-Saldo in weiten Bereichen schwankte.

3.1.3 Ergebnisse der P-Bodenuntersuchung und ihre Beziehung zu betrieblichen Parametern in der Region des Waginger-Tachinger Sees

Da im Datensatz für die Flächen der bayerischen Betriebe eine Zuordnung zu einzelnen Gehaltsklassen der Phosphatversorgung der Böden (CAL-P₂O₅) enthalten war, wurde versucht, neben der Aufschlüsselung der fünf Versorgungsstufen für Acker- und Grünlandflächen die Höhe der P-Versorgung des Bodens mit verschiedenen betrieblichen Parametern in Verbindung zu setzen. Dadurch sollten Aussagen über mögliche Beratungsansätze zur Reduzierung der diffusen P-Einträge in den Waginger-Tachinger See gewonnen werden. Aufgrund der zum Zeitpunkt der Auswertung fehlenden Bodendaten für die Betriebe des Mondsees war für diese Region eine weitere Auswertung nicht möglich.

Tab. 5: Verteilung der P-Gehaltsklassen (CAL-P₂O₅) bei Acker und Dauergrünland in der Region des Waginger-Tachinger Sees

Nutzung	Fläche insges. (ha)	Verteilung auf 5 Gehaltsklassen in ha und (%)				
		A (< 5 mg)	B (5-9 mg)	C (10-20 mg)	D (21-30 mg)	E (> 30 mg)
Acker	606	6 (1)	44 (7)	274 (45)	173 (29)	107 (18)
Grünland	1895	52 (3)	306 (16)	782 (41)	437 (23)	318 (17)

Tab. 5 zeigt, dass von den 606 ha untersuchten Ackerflächen 48 Prozent im Bereich hoher (D) und sehr hoher (E) P-Versorgung liegen. Bei den 1895 ha untersuchten Grünlandflächen bewegt sich dieser Anteil mit 40 % zwar auf etwas niedrigerem Niveau, zeigt aber im Vergleich zu dem oberbayerischen Mittel (ca. 25 % in D-E) sowie dem Mittel im Landkreis Traunstein (ca. 35 % in D-E) überdurchschnittliche Werte. Dies deutet auf eine intensive Viehwirtschaft in der Region hin, verbunden mit einer hohen Rückführung an Phosphor auf die Wiesen und Weiden. Somit ergibt sich ein hohes Niveau der innerbetrieblichen P-Flüsse (P-Kreislauf).

Für weitere Analysen wurden drei Gruppen an Betriebstypen mit unterschiedlicher mittlerer P-Versorgung der Flächen (Acker und Grünland) gebildet. Betriebe, die für mehr als 50 % ihrer Flächen eine niedrige P-Versorgung (Gehaltsklassen A und B) aufwiesen, wurden dabei der Gruppe „niedrig“ zugewiesen. Betriebe, bei denen mehr als 50 % ihrer Flächen in der anzustrebenden Gehaltsklasse C (10-20 mg P₂O₅·100⁻¹ g Boden) waren, wurden der Gruppe „mittel“ zugeordnet. In der Klasse „hoch versorgt“ finden sich dagegen diejenigen Betriebe wieder, bei denen mehr als 50 % der Flächen im Bereich der hohen (D) oder sehr hohen (E) Gehaltsklasse lagen. Damit konnten 114 der insgesamt 168 Betrieben in der Region des Waginger-Tachinger Sees eindeutig den drei Gruppen zugeordnet werden.

Aus den in Tab. 6 dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass P-Saldo und die Höhe der P-Versorgung des Bodens in Beziehung zu setzen sind.

Tab. 6: Mittlerer P-Saldo und N-Ausscheidung bei Betrieben mit unterschiedlicher mittlerer P-Versorgung des Bodens

P-Versorgung Anteil der Flächen in	n	Mittlere Werte	
		Phosphor-Saldo (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	Stickstoff-Ausscheidung (kg·ha N)
niedrig (> 50 % in A, B)	22	-6	132
optimal (> 50 % in C)	52	2	157
hoch (> 50 % in D, E)	40	17	183

Hoch versorgte Betriebe zeichneten sich im Mittel auch durch eine höhere N-Ausscheidung aus. Da diese als ein Maßstab für den GV-Besatz anzusehen ist – welcher selbst nicht explizit erhoben wurde – kann belegt werden, dass in der Tendenz ein Anstieg des GV-Besatzes mit einer Phosphor-Anreicherung der Flächen einherging. Aus diesem Sachverhalt alleine ergibt sich jedoch kein Ansatzpunkt einer Beratung der Betriebe, da diese - und damit ein wesentlicher Einkommenszweig der Region - unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen auf eine intensive Viehwirtschaft angewiesen sind.

Tab. 7: Zusammenhang zwischen der mittleren P-Versorgung des Bodens und dem Zukauf an Mineraldünger und Futtermittel

P-Versorgung Anteil der Flächen in	n	Mittlere Werte		
		Zukauf Mineraldünger (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	Zukauf Futtermittel (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)	Summe Zukauf MD und Futtermittel (kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅)
niedrig (>50 % in A,B)	22	0	3	7
optimal (>50 % in C)	52	10	7	24
hoch (>50 % in D,E)	40	21	12	38

Allerdings kauften Betriebe mit hoher mittlerer P-Versorgung im Durchschnitt auch mehr Phosphor über Mineraldünger und Futtermittel zu (siehe Tab. 7). Die Höhe des P-Zugangs an Mineraldünger und Futtermitteln beeinflusste somit nicht nur die Höhe des P-Saldos (siehe Kapitel 3.1.2) sondern auch die Höhe der P-Versorgung der Böden.

Daher bestehen insbesondere beim erforderlichen Mineraldüngereinsatz noch Optimierungsmöglichkeiten für die einzelbetriebliche Beratung der Betriebe.

3.2 Erhebungen zur Gülle-Lagerkapazität der Betriebe in der Region des Waginger-Tachinger Sees

Um eine gute Nährstoffverwertung der Gülle sicherzustellen, sollte die vorhandene Lagerkapazität für 6 Monate ausreichen. Diese gewährleistet auch eine Gülleausbringung zu optimalen Witterungszeitpunkten.

Von allen mit Gülle wirtschaftenden Betrieben in der Region des Einzugsgebietes des Waginger-Tachinger Sees haben sogar 17 % eine Güllelagerkapazität von mehr als 12 Monaten. In 75 % der Fälle ist eine Lagerkapazität von 6 Monaten gewährleistet. Andererseits weisen ein Viertel (25 %) der Betriebe eine Lagerkapazität von unter 6 Monaten auf.

Generell kann die Güllelagerkapazität in der Region des Waginger-Tachinger Sees als gut bezeichnet werden, da für die an Güllerraum knappen Betriebe die Möglichkeit für Gülleabnahmeverträge bzw. Anpachtung von Lagerkapazitäten bestehen dürfte.

Auch diesbezüglich bestehen noch Ansatzpunkte für die einzelbetriebliche Beratung sowie die Errichtung einer Lagerraumbörse über Maschinenring oder andere Einrichtungen.

Da eine Vielzahl der österreichischen Betriebe Mondsee-Irrsee auch Stallmistlagerstätten aufwiesen, konnte für diese Region keine Aussage über die erforderliche Güllelagerkapazität getroffen werden.

3.3 Auswertung der allgemeinen Fragen des Erhebungsbogens

Eine weitere Auswertung des Erhebungsbogens lässt darauf schließen, dass in beiden Regionen, eine ausreichende Zahl von Betrieben zur Verfügung stünde, welche bereit wären, eventuell stillgelegte Flächen zu pflegen (Tab. 8).

Tab. 8: Bereitschaft zur Übernahme landschaftspflegerischer Arbeiten

Region Waginger-Tachinger See			Region Mondsee		
Betriebe	ja	%	Betriebe	ja	%
168	25	15	110	16	14

Auch die Verwertung von anfallendem extensivem Grünlandaufwuchs wäre gewährleistet (Tab. 9).

Tab. 9: Möglichkeit zur Verwertung von Streu oder erst im Juli gemähtem Heu im eigenen Betrieb

	Region Waginger-Tachinger See		Region Mondsee	
	ja	%	ja	%
Streu	33	20	63	57
Heu	36	21	39	35

Bei entsprechendem finanziellen Ausgleich ist die Bereitschaft im Einzugsgebiet des Waging-Tachinger-Sees groß, weitere Extensivierungsmaßnahmen durchzuführen. Dabei überrascht der hohe Anteil derer, die ihre Flächen auch für eine Nährstofffalle bzw. ein Auffangbecken zur Verfügung stellen würden (siehe Tab. 10). Im Bedarfsfall müsste es daher möglich sein, ausreichend große Areale zu finden. Im Einzugsgebiet des Mondsees ist die Bereitschaft zur Extensivierung wesentlich geringer. Dies liegt daran, dass allgemein bereits eine höhere Extensivierungsstufe erreicht wurde (siehe Tab. 13, Seite 122).

Tab. 10: Anteil der Besitzer von Acker- oder Grünlandflächen in Seenähe oder Zuflüssen mit Interesse an folgenden Maßnahmen bei finanziellem Ausgleich

	Region Waginger-Tachinger See		Region Mondsee	
	ja	%	ja	%
Überschwemmungsflächen	24	14	7	6
Bachrenaturierung	13	8	6	5
Nährstoff-/Sedimentfalle	46	27	2	2
Extensivierung	92	55	9	8

Tab. 11 zeigt, dass es in beiden Regionen nur wenige Landwirte gibt, die nicht mehr selbst bewirtschaftete Streuwiesen oder sonstige Biotopflächen besitzen, jedoch mit einer Bewirtschaftung durch andere Landwirte einverstanden wären.

Tab. 11: Anteil der Besitzer von Streuwiesen bzw. sonstigen Biotopflächen ohne eigene Bewirtschaftung, jedoch möglichem Einverständnis mit einer Bewirtschaftung durch andere Landwirte

Region Waginger-Tachinger See	Region Mondsee	
	Betriebe	Betriebe
168	110	110
ja	ja	ja
6	2	2
%	%	%
4	2	2

Während als außerlandwirtschaftliche Quellen eines möglichen Phosphor-Eintrags (Tabelle 12) in den Waginger-Tachinger See von den dortigen Landwirten nicht ausreichend ausgelegte Pumpstationen und unkontrollierte Ausläufe von Kompostieranlagen benannt wurden, sehen die Landwirte am Mondsee-Irrsee eine wesentliche

Belastungsquelle bei Hausabwässern von Gebäuden, die noch nicht an den Ringkanal angeschlossen sind. Mangelnde Überwachung der Leerungspflicht von häuslichen Senkgruben wird beanstandet. Als weitere Quellen werden die Autobahn und ein Golfplatz genannt.

Tab. 12: Angabe von außerlandwirtschaftlichen Quellen eines möglichen P-Eintrags in die beiden Seen

Region Waginger-Tachinger See	Region Mondsee
Pumpstationen	nicht fertiger Ringkanal
Kompostieranlagen	Hausabwässer > überfüllte Klärgruben
Mähgutlagerung	Hausabwässer > Jauchegrube
	Autobahn
	Golfplatz

Am Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KuLaP) nehmen im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees 74 % der untersuchten Betriebe teil. Dabei sind gewisse Grundvoraussetzungen einzuhalten (z.B. 2 GV·ha⁻¹ bei vielen Maßnahmen).

Entscheidend für die Qualität der Gewässer sind die gewählten Einzelmaßnahmen, wobei besonders mit K 14, K 34, K 55, K 57, K 32, K 93 und K 48 positive Effekte zu erzielen sind. Überraschend ist der hohe Anteil der Betriebe (40 %), die an der hohen Extensivierungsstufe der Grünlandprämie teilnehmen (K 34). Die geringe Teilnahme am Seenprogramm (11 %) weist auf gegebenenfalls unattraktive Bedingungen für das Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees hin, die eventuell einer Überarbeitung für eine künftige Programmgestaltung bedürfen.

Bei den bisher nicht am KulaP teilnehmenden Betrieben (26 %) lassen in Zusammenhang mit der Extensivierungsbereitschaft 55 % der Betriebe (siehe Tab. 10) eventuell hoffen, dass bei entsprechender Beratung weitere für die Gewässerqualität positive Maßnahmen abgeschlossen werden, wenn durch eine Förderoptimierung finanzielle Anreize geschaffen werden können.

Tab. 13: Teilnahme an staatlich geförderten Extensivierungsmaßnahmen (Bayerisches Kulturlandschaftsprogramm, Vertragsnaturschutzprogramm) und Angabe einzelner Programmpunkte in der Region Waginger-Tachinger See/Bayern

	Betriebe	%
Teilnahme am KuLaP insgesamt	124	74
Teilnahme an folgenden KULAP-Programmpunkten		
- Umweltorientiertes Betriebsmanagement (K 10)	30	18
- Bewirtschaftung nach Kriterien des ökologischen Landbaus (K 14)	7	4
- Extensive Dauergrünlandnutzung (K 33) (kein flächendeckender PS, kein GL-Umbruch)	28	17
- Extensive Dauergrünlandnutzung (K 34) (wie K 33, jedoch Verzicht auf Mineraldünger)	68	40
- Schnittzeitpunkt ab 16. Juni, Verzicht auf mineralische N-Düngung (K 51)	4	2
- Schnittzeitpunkt ab 1. Juli, Verzicht auf Mineraldünger und Pflanzenschutz (K 55)	1	1
- Verzicht auf jegliche Düngung und PS entlang von Gewässern auf Grünland (K 57)	5	3
- Winterbegrünung (M 32)	6	4
Seenprogramm (K 93)	19	11
- Umwandlung von Acker in Grünland (K 48)	2	1
- Umweltschonende Flüssigmistausbringung (M60/61)	20	12
Teilnahme an versch. Maßnahmen des VNP	4	2

Tab. 14: Teilnahme an staatlich geförderten Extensivierungsmaßnahmen (ÖPUL) und Angabe einzelner Programmpunkten in der Region Mondsee/Österreich

Programmpunkt	Betriebe	%
2.1 Grundförderung	110	100
2.2 Biologische Wirtschaftsweise	26	24
2.3 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen	84	76
2.4 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen	13	12
2.6 Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel auf Ackerflächen	5	5
2.16 Silageverzicht in bestimmten Gebieten	92	84
2.17 Offenhaltung der Kulturlandschaft in Hanglagen	82	75
2.22 Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter	12	11
2.27 Pflege ökologisch wertvoller Flächen	48	44

Am österreichischen Programm für umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) nehmen alle befragten Betriebe im Einzugsgebiet des Mondsees teil, wobei die Grundförderung in etwa den allgemeinen Bedingungen des bayerischen KuLaP's entspricht, allerdings zusätzlich eine Beschränkung der Stickstoffdüngung enthält. Der Anteil biologischer Betriebe übertrifft mit 24 % die bayerischen Zahlen bei weitem. Maßnahme 2.3 ist mit K 34 des KuLaP's vergleichbar, auch hier ist der Anteil in Österreich mit 76 % der Betriebe wesentlich höher. Nachdem 100 % der Landwirte an diesen Maßnahmen teilnehmen, scheinen die förderrechtlichen Möglichkeiten nach dem ÖPUL ausgereizt, außer es werden weitere spezielle Verfahren für das Seeneinzugsgebiet erarbeitet und angeboten.

4. Maßnahmen zur Reduzierung des Phosphoreintrages

4.1 Ansatzpunkte und Maßnahmen zur Reduzierung des Phosphoreintrages in den Waginger-Tachinger See unter Berücksichtigung der Erkenntnisse anderer Forschungsvorhaben

Aufbauend aus den anhand der Datenerhebung gewonnenen Erkenntnissen (siehe Kapitel 3) wurden von den Autoren in einem ersten Schritt für den landwirtschaftlichen Bereich wichtige regionale Maßnahmen zur Reduzierung des Phosphateintrags in den Waginger-Tachinger See erarbeitet. Diese sind in den Tab. 15 bis 18 aufgeführt.

Wesentliche Ansatzpunkte für die Region sind dabei die Vermeidung von hohen P-Überschüssen im landwirtschaftlichen Betrieb. Diese führen langfristig zu einer Erhöhung des gesamten und des löslichen P-Vorrates im Boden. Dadurch steigt bei sonst gleichbleibenden Standortvoraussetzungen die Gefahr erhöhter P-Frachten durch Erosionsereignisse.

Tab. 15: Maßnahmen zur Vermeidung hoher P-Überschüsse und unnötig hoher P-Gehalte im Boden bei landwirtschaftlichen Betrieben

Ansatzpunkte	Maßnahmen
P ₂ O ₅ -Überschuss Saldierung > 20 kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅ (23 % der Betriebe)	- kein Zukauf P-haltiger Mineraldünger - gleichmäßige Verteilung der Wirtschaftdünger
hohe P-Versorgung der Betriebsflächen in D und E (40 % der Flächen)	- Optimierung der Fütterung
P ₂ O ₅ -Überschuss Saldierung > 0 kg·ha ⁻¹ P ₂ O ₅ (28 % der Betriebe)	- Reduzierung/Verzicht des Zukaufs von P-haltigem Mineraldünger - gleichmäßige Verteilung der Wirtschaftdünger
Optimale P-Versorgung der Betriebsflächen in C (40 % der Flächen)	- Optimierung der Düngerauswahl bei der Unterfußdüngung von Mais

Tab. 16: Maßnahmen zur Optimierung einer zeitlich dem Pflanzenbedarf angepassten GÜlledüngung

Ansatzpunkte	Maßnahmen
Lagerraum für Wirtschaftsdünger (bei 25 % der Betriebe unter 6 Monaten)	<ul style="list-style-type: none"> - Schaffung von zusätzlichem Lageraum - Nutzung leerstehender Behälter anderer Betriebe (Güllebörse) - Gülleverteilerplan

Weiterhin gilt es, gerade an Hanglagen, die an Gewässer angrenzen, den oberflächlichen P-Austrag durch die Ausschöpfung aller pflanzenbaulicher und dabei die einzelbetrieblichen Gegebenheiten berücksichtigende Möglichkeiten zu verringern. Ausreichende Lagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger sind die Voraussetzung dafür, um eine an die Witterung und an den Pflanzenbedarf angepasste organische Düngung zu erreichen.

Tab. 17: Vermeidung von oberflächlichem P-Austrag

Ansatzpunkte	Maßnahmen
Ackerflächen in Hanglage	<ul style="list-style-type: none"> - Zwischenfruchtanbau - Mulchsaat, Direktsaat - Umwandlung in Grünland - Anlage von Nährstofffallen - ausreichend Abstand von Gewässern bei der Düngung (Düngeverordnung)
Grünlandflächen in Hanglage	<ul style="list-style-type: none"> - ausreichend Abstand von Gewässern bei der Düngung (Düngeverordnung) - Berücksichtigung der Witterung bei der Ausbringtechnik - Ausbringtechnik - Erhalt einer dichten Grasnarbe - Reduzierung/Verzicht auf organisch/mineralische Düngung

Tab. 18: Maßnahmen der GÜlledüngung auf drainierten Flächen

Ansatzpunkte	Maßnahmen
Drainageflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Optimierte Düngung - Berücksichtigung der Witterung bei der Ausbringung (nicht vor Starkregenereignissen *) - Ausbringtechnik *

* siehe Tab. 19 und Abb. 4

Inwieweit sich insbesondere auf drainierten Flächen durch eine optimierte Düngung und durch den Einsatz von speziellen GÜlletechniken (Schleppschauch, Schleppschuh, GÜlleinjektion) die P-Austräge reduzieren lassen, bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten. Erste Ansatzpunkte dazu bestehen nach neueren Erkenntnissen jedoch.

So zeigte ein Forschungsprojekt der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (DIEPOLDER et al., 2005a, 2005b) folgende Ergebnisse: Bei drainiertem Grünland, auf welchem unmittelbar nach der Düngung mit einer Beregnungsanlage Starkregenereignisse simuliert wurden, waren zwischen den Varianten deutliche Unterschiede bezüglich den an der Drainage gemessenen P-Frachten, den P-Konzentrationen und den P-Fraktionen zu erkennen (siehe Tab. 19).

Tab. 19: P-Frachten und P-Konzentrationen im Drainageabfluss unter Grünland nach simulierten Starkregenereignissen (aus: DIEPOLDER et al., 2005b)

	Mittelwerte bei Varianten und Spannweite		
	ohne Düngung (n = 10)	Gülledüngung	
		Prallteller (n = 9)	flache Injektion (n = 10)
P-Fracht	45	300	120
in g·ha ⁻¹ Gesamt-P	(4 - 82)	(42 - 960)	(34 - 317)
Anteil lösliches P	75	40	54
in Prozent	(49-95)	(7-57)	(33-93)
P-Konzentration	0,85	12,02	3,89
in mg l ⁻¹ Gesamt P	(0,49-1,81)	(3,0-24,2)	(2,1-6,0)

Dies betraf sowohl den Vergleich zwischen ungedüngten und gedüngten Parzellen als auch - bei den beiden Güllevarianten - die Form der Ausbringungstechnik. Dabei wurde im Falle einer Gülleapplikation, welche mit einem Gülleinjektionsgerät streifenförmig und ca. 1-2 cm tief erfolgte, im Mittel über alle Wiederholungen 60 % weniger Phosphor aus den Drainagen ausgetragen, als dies bei der konventionellen flächigen Pralltellertechnik der Fall war.

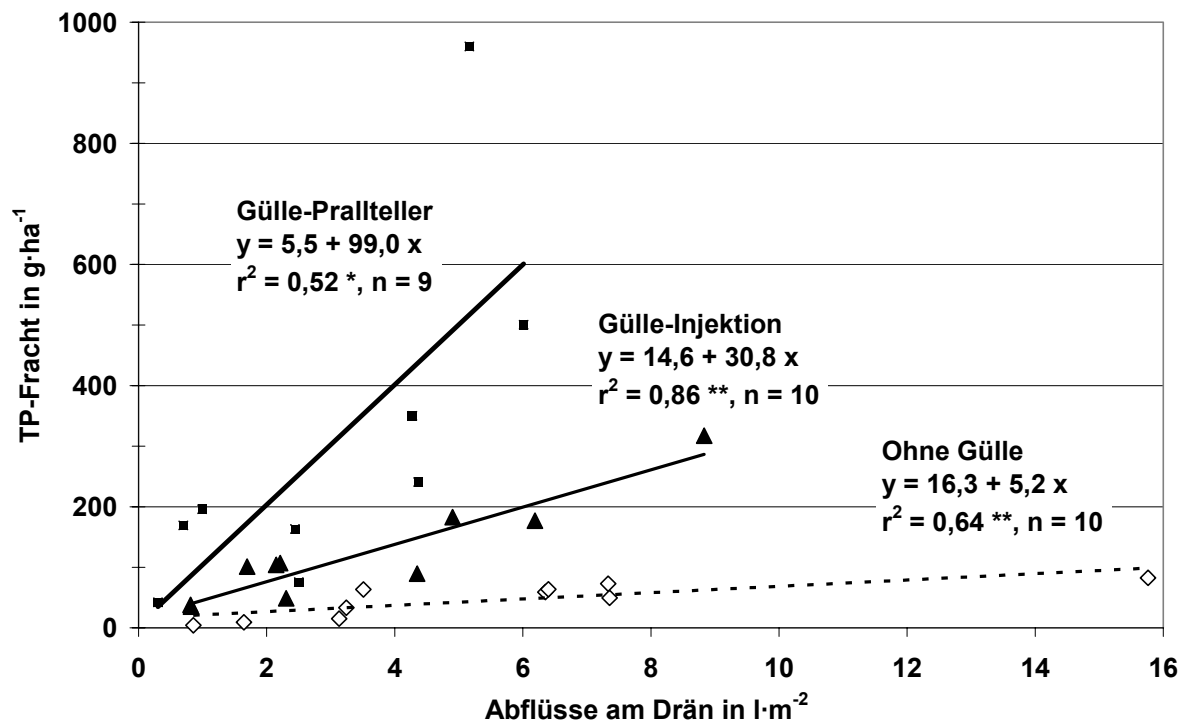


Abb. 4: Beziehung zwischen Abflussmenge und Austrag an Gesamtphosphor (TP) bei verschiedenen Ausbringtechniken nach Starkregenereignissen (aus: DIEPOLDER et al., 2005a)

Die Ergebnisse zeigten aber auch, dass die Streuungen um die Mittelwerte sehr hoch ausfielen (siehe Tab. 19). Auch traten trotz einheitlicher Beregnungsmenge (30 l·m²) und Beregnungsintensität (15-20 l·h⁻¹) kleinräumig sehr unterschiedliche Abflussraten und damit verbundene, unterschiedliche P-Frachten auf (siehe Abb. 4). Jedoch bleibt auch unter Berücksichtigung dieser Tatsachen zu vermerken, dass der Anstieg der P-Frachten bei zunehmendem Abfluss am Drain sich durch die Gülleinjektion deutlich vermindern ließ.

Ebenfalls ist zu erwähnen, dass auch bei ausgesetzter Düngung aus dem Boden (CAL-Phosphat in Gehaltsklasse C) Phosphor ausgetragen wurde. Es bleibt jedoch in künftigen Forschungsvorhaben zu prüfen, inwieweit der P-Austrag über Zwischenabfluss vom P-Vorrat des Bodens abhängt.

4.2 Ausgewählte Maßnahmen zur Verringerung der Phosphorbelastung des Waginger-Tachigner Sees und des Mondsee-Irrsees

Bei zwei Arbeitsgruppensitzungen des Projektes "Seenlandwirtschaft" wurde unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.1 dargestellten Inhalte für die Seen der bayerisch-österreichischen Grenzregion ein gemeinsamer "Maßnahmenkatalog zum Schutz der Oberflächengewässer vor Phosphoreinträgen" erarbeitet.

Die in Tab. 20 dargestellten Punkte umfassen dabei speziell für den Waginger-Tachinger See und den Mondsee von der Arbeitsgruppe für die Zukunft als besonders wichtig eingestufte Maßnahmen bzw. Teilziele, deren Möglichkeiten der Umsetzung, dafür notwendige Schritte und Beteiligungen sowie aktuell bestehende Fördermöglichkeiten.

Tab. 20: Maßnahmen zur Verringerung der P-Belastung des Waginger-Tachinger Sees und des Mondsees

Maßnahme / Teilziele	Möglichkeiten der Umsetzung, notwendige Schritte, Beteiligungen	Bedeutung A/D *	Förderung
Wissenschaftliche Begleitung ausgewählter Maßnahmen	Versuchsdurchführung mit ausreichender finanzieller Ausstattung durch Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Bundesamt für Wasserwirtschaft	A/D	keine
Gewässerrandstreifen ohne Düngung auf Acker- und Grünland	Wünschenswert: € 0,2·m ⁻² , KuLaP zu gering	D	KuLaP
„ungenutzter“ (Hochstauden bis Bäume) „Pufferstreifen“	Umsetzung Gewässerentwicklungsplan	A/D	30 % von Wasserwirtschaftsamt (WWA)
Düngungssperrfrist nur auf Einzelflächen 1.10 – 31.3.	Zahlung von 100,- €·ha ⁻¹	D	?
Zusätzliche Einzelbetriebliche Beratung	Arbeitskreis, Gruppenberatung; Bezirksbauernkammer (BBK), landwirtschaftliche Seenmanager	A/D	?
„Punktquellen“ Hofflächen, Drainagen, Abwasser	Beratung durch betroffene Behörden und landwirtschaftliche Berater	A/D	keine
Lagerraum	Erhöhung Investitionsförderung, LEADER	A/D	Investitionsförderung
Düngemanagement; sinnvolle Verteilung – Flächen/Jahr	Richtlinien für sachgerechte Düngung (SGD), Cross Compliance (CC), Beratung; BBK	A/D	Beratung ev. Förderfähig
Grünland-Nachsaat	Beratung, Bodenuntersuchung, Technik, Saatgut, Controlling; BBK, Maschinenring (MR), Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau (ÖAG)	A/D	keine
Ausgeglichene Hoftorbilanz	Beratungsinhalt, Voraussetzung für jede weitere Förderung	A/D	keine
Mulchsaat Mais mit nicht wendender Bodenbearbeitung	Ganzjährig geschlossene Pflanzendecke, 100,- €·ha ⁻¹ wünschenswert, KuLaP zu gering	A/D	KuLaP/ÖPUL
Erosionsschutz zwischen Acker und Gewässer	Mulden, Senken, Fallen etc.	A/D	keine
Güllebörse, überbetriebliches Gülle-Management	Lagerraum	A/D	keine
Bodennahe Gülleausbringung	Gülle schlitzten 2,50 €·m ⁻³ , wenn Projektergebnis positiv	A/D	keine/ÖPUL
Weidemanagement (Viehtränken)	Beratung	A/D	keine

* Bedeutung für Waginger-Tachinger See (D) bzw. für Mondsee-Irrsee (A)

Auffallend ist einerseits, dass fast alle Maßnahmen sowohl für die bayerische als auch für die österreichische Teilregion als wichtig für die Umsetzung erachtet wurden. Andererseits geht aus Tab. 20 auch hervor, dass in vielen Fällen nach der seit 2007 vorhandenen Förderkulisse (u.a. neues KuLaP) bislang keine Fördermöglichkeiten bestehen bzw. solche erst geschaffen werden müssen.

5. Ausblick

Es bleibt gegebenenfalls zusätzlichen Untersuchungen vorbehalten, den Einfluss unterschiedlicher Gülletechniken auf eine mögliche Verbesserung der Gewässerqualität im Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees zu quantifizieren. Dies betrifft nicht nur die Überprüfung weiterer bodennaher Ausbringungsverfahren (Schleppschlauch, Schleppschuh) im Versuch, sondern auch die Abschätzung, in welchem Maße sich bei nicht drainierten Flächen und für durchschnittliche Niederschlagsverhältnisse Veränderungen auf die P-Fracht und die Gewässerqualität im Einzugsgebiet erzielen lassen. Ebenfalls ist zu prüfen, welche Technik in dem intensiv genutzten Grünlandgebiet langfristig die vorteilhafteste Wirkung in Hinblick auf eine nachhaltige Sicherung der Futterqualität bringt. Darüber hinaus sind ökonomische Voraussetzungen (Auslastungsgrad und damit Rentabilität der Technik) und staatliche, gegebenenfalls regionale Fördermöglichkeiten zu erwägen.

Es ist jedoch anhand der bisher erzielten Resultate davon auszugehen, dass eine optimierte Gülletechnik einen wertvollen Beitrag (auch im Sinne der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie) zur Verbesserung der Gewässerqualität in der bayerisch-österreichischen Grenzregion leisten kann.

Vom Projekt „Gewässerschonende Grünlanddüngung“, welches ab 2007 speziell in der Region Mondsee stattfindet, werden weitere Fortschritte bei der Verbesserung der Gewässerqualität erhofft.

Bei der Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen zur Reduzierung des Phosphoreintrags aus dem landwirtschaftlichen Bereich sowie der Etablierung neuer Techniken kommt einer umfassenden einzelbetrieblichen Beratung große Bedeutung zu.

Die gegenwärtig bestehende Förderkulisse müsste zur Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen in vielen Fällen noch erweitert werden.

6. Danksagung

Es sei besonders hervorgehoben, dass ohne die bereitwillige und sehr kooperative Mitarbeit der Landwirtinnen und Landwirte, sowie das große Engagement der Einzugsgebietsberaterinnen und -berater in den Regionen diese Auswertung und die daraus abgeleiteten Beratungsempfehlungen nicht möglich gewesen wären.

7. Literaturverzeichnis

DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER, Th. EBERTSEDER, 2005a: Versuchsergebnisse zum P-Austrag aus Drainagen unter Grünland bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregenereignis. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 48. Jahrestagung vom 27.-29.9.2005 in Wien, Band 17, Seite 134; Verlag Günter Heimbach, ISBN 3-935380-16-X oder ISSN 0934-5116.

DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER, Th. EBERTSEDER, 2005b: P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland – Versuchsergebnisse bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregenereignis. Schule und Beratung, 12/05, Seite III-6 bis III-11; Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 2005.

Autoren:

Dr. Michael Diepolder, Dr. Matthias Wendland und Sven Raschbacher
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan, Deutschland



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA.

Maßnahmen zur Verminderung der Phosphoreinträge in das Grundwasser und in Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung des Grünlandes

A. Bohner, M. Diepolder und M. Wendland

Zusammenfassung

Das primäre Ziel dieser Studie war, in den Einzugsgebieten des Mondsees und Irrsees sowie des Waginger-Tachinger Sees praxisbezogene Maßnahmen zur Verminderung der Phosphoreinträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer zu erarbeiten und zu bewerten. Aufgrund der dort großen flächenmäßigen Bedeutung des Dauergrünlandes stellt die Verminderung der Phosphorabschwemmung in Hanglagen eine sehr wichtige landwirtschaftlich umsetzbare Maßnahme zur Verringerung der Phosphorbelastung der Seen und ihrer Zuflüsse dar. Dies wird in erster Linie durch die richtige Wahl des Düngezeitpunktes, durch den Schutz des Bodens vor einer nachhaltigen, schädlichen Oberbodenverdichtung und durch eine dichte, geschlossene Grasnarbe erreicht. An besonders auswaschungs- und abschwemmungsgefährdeten Standorten sind insbesondere in Gewässernähe die Senkung phosphorhaltiger Düngergaben oder ein Verzicht auf Düngung und daraus resultierend die Verminderung der Nutzungsintensität sowie auch spezielle Techniken der Gülleausbringung gerade auf drainierten Flächen (z.B. flache Injektion) langfristig betrachtet weitere wirksame und nachhaltige Gewässerschutzmaßnahmen.

Measures to reduce phosphorus losses to groundwater and to surface water with special regard to grassland

Summary

The primary aim of this study was to develop suitable measures to reduce losses of phosphorus from agricultural used soils to the groundwater and to the surface water in the catchments of the lakes Mondsee, Irrsee, and Waginger-Tachinger See. In the study area grassland is a very important land-use pattern. Therefore, phosphorus losses from grassland by surface runoff are prevailing. In order to minimize these phosphorus losses the optimum timing of fertilizer application, the avoidance of soil compaction, and the maintenance or establishment of a dense grass sward without gaps are important measures. On sites very susceptible to leaching and surface runoff – especially nearby surface waters - measures such as reduction in the rate of phosphorus-fertilizer application or cessation of fertilizing and the resulting decrease in management intensity as well as – especially on drained grassland - special techniques of slurry application (for example flat injection) are further effective and sustainable measures for the protection of the groundwater and the surface water in the long-term.

1. Einleitung

Für die Eutrophierung der Gewässer ist in erster Linie der Phosphor verantwortlich (KUMMERT & STUMM, 1989). Die Maßnahmen zur Verringerung der Eutrophierung von Oberflächengewässern haben sich deshalb auf diesen Nährstoff zu konzentrieren. Die Belastung der Gewässer durch Phosphor erfolgt sowohl durch punktuelle Quellen (kommunale und industrielle Kläranlagen sowie Regenwasserentlastungen) als auch durch diffuse Quellen (diffus anthropogene Belastung sowie natürliche Hintergrundlast). In den letzten Jahren haben die diffusen Quellen gegenüber den punktuellen Quellen relativ an Bedeutung gewonnen (PRASUHN, 2001); deswegen sind Gewässerschutzmaßnahmen gegen Phosphoreinträge aus diffusen Quellen besonders wichtig. Zur diffus anthropogenen Belastung zählen nach BRAUN et al. (1997) vor allem Phosphoreinträge durch die landwirtschaftliche Nutzung der Böden, durch Luftverschmutzung mit anschließender Deposition und durch freizeitbedingte Flächennutzung (Sportanlagen, Schrebergärten etc.). Aus landwirtschaftlich genutzten Böden kann Phosphor durch Erosion, Abschwemmung und Auswaschung ausgetragen werden (BRAUN et al., 1991; BRAUN & HURNI, 1993; GÄCHTER et al., 1996; FROSSARD et al., 2004). Die Bodenerosion hat im Dauergrünland für die Eutrophierung der Gewässer im Allgemeinen nur eine geringe Bedeutung (WERNER et al., 1991; VON ALBERTINI et al., 1993). Eine Erosionsgefahr besteht am ehesten im Falle einer Neuansaat. Auch auf Wechselwiesen ist zeitweise eine nennenswerte Bodenerosion möglich, insbesondere wenn in der Fruchtfolge regelmäßig Silomais angebaut wird. Vom Grünland können allerdings erhebliche Mengen an gelöstem Phosphor abgeschwemmt werden, insbesondere wenn Gülle kurz vor einem Starkregenereignis oder im Winter über schneebedecktem und/oder gefrorenem Boden ausgebracht wird (BRAUN & LEUENBERGER, 1991; VON ALBERTINI et al., 1993; BRAUN & PRASUHN, 1997; POMMER et al., 2001). Beim Ackerland hingegen ist die Bodenerosion der wichtigste diffuse Eintragungspfad für Phosphor in die Gewässer (KLAGHOFER, 1997; PRASUHN, 2001). Die Phosphorauswaschung kann sowohl im Ackerland als auch im Grünland unter bestimmten Boden-, Vegetations- und Witterungsverhältnissen für die Eutrophierung der Gewässer von Bedeutung sein (SCHEFFER, 1977; OTTO, 1980; DIEPOLDER et al., 2006; BOHNER et al., 2007; DIEPOLDER & RASCHBACHER, 2007a, b).

In den Einzugsgebieten des Mondsees und Irrsees sowie des Waginger-Tachinger Sees ist der überwiegende Teil der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche Dauergrünland, während der Ackerbau flächenmäßig eine geringe Bedeutung hat. Für die Eutrophierung der Gewässer durch landwirtschaftliche Nutzung der Böden ist daher die Bodenerosion weniger wichtig als die Abschwemmung und Auswaschung. Folglich sind die Maßnahmen zur Verminderung der landwirtschaftsbedingten Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer auf die Abschwemmung und Auswaschung im Dauergrünland fokussiert. Nicht eingegangen wird im Rahmen dieser Studie auf mögliche Kontaminationsquellen, die in keinem Zusammenhang mit der Landwirtschaft oder dem Gartenbau stehen, wie beispielsweise die Phosphorbelastung der Gewässer aus dem gesamten kommunalen, gewerblichen und industriellen Bereich.

Das primäre Ziel dieser Studie ist es daher, praxisbezogene und von der Landwirtschaft auch umsetzbare Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor-Einträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer zu erarbeiten und zu bewerten.

Bei den vorgeschlagenen und einzuleitenden Gewässerschutzmaßnahmen geht es vor allem darum, die Bedürfnisse der Landwirtschaft und die Anforderungen des Gewässerschutzes möglichst optimal aufeinander abzustimmen. Es muss somit eine standortangepasste – und auch ökonomisch sinnvolle bzw. rentable – Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen gewährleistet sein, aber gleichzeitig dafür gesorgt werden, dass möglichst wenig Nährstoffe (insbesondere Phosphor) aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer gelangen.

Diese Studie basiert auf Geländebeobachtungen und auf einer umfangreichen Literaturrecherche. Sie erhebt nicht den Anspruch einer wissenschaftlichen Untersuchung mit dem Ziel wesentliche neue Erkenntnisse zu gewinnen, sondern sie dient primär der Wissensvermittlung von der Forschung hin zur landwirtschaftlichen Praxis.

2. Maßnahmen

2.1 Dauerwiesen und Feldfutterbestände

An besonders auswaschungs- und abschwemmungsgefährdeten Standorten sind extensiv genutzte Dauerwiesen und naturnahe Wälder die günstigste Landnutzungsform in Bezug auf Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor erhöhten Phosphoreinträgen (OTTO, 1980; DIEPOLDER & RASCHBACHER, 2007a, b). Besonders auswaschungsgefährdet sind stärker versauerte, grobporige, sandige, skelettreiche, flachgründige Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität, insbesondere wenn sie in kühlen, niederschlagreichen Gebieten mit häufigen Starkniederschlägen, intensiver Schneeschmelze oder ungünstiger topographischer Lage vorkommen. Ferner zählen dazu auch eutrophe, saure Anmoore, Niedermoore und Hochmoore (SCHEFFER, 1977). Besonders abschwemmungsgefährdet sind vor allem verdichtete, strukturgeschädigte Böden in steiler Hanglage, insbesondere wenn sie in niederschlagreichen Gebieten mit häufigen Starkniederschlägen oder intensiver Schneeschmelze vorkommen. An solchen auswaschungs- oder abschwemmungsgefährdeten Standorten sind im Falle einer bisherigen intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ein Düngeverzicht oder die Senkung der Düngergaben sowie - daraus resultierend - die Verminderung der Nutzungsintensität langfristig betrachtet die wirksamsten und nachhaltigsten Gewässerschutzmaßnahmen. Dies setzt aber voraus, dass auch im Falle einer Extensivierung eine ganzjährig geschlossene Grasnarbe erhalten bleibt und offene Bodenstellen vermieden werden. Eine Flächenstilllegung (Grünlandbrache) hingegen ist für den Gewässerschutz nicht zielführend, denn ohne regelmäßigen Phosphorexport durch Mahd mit Abtransport des Mähgutes ist eine Phosphorabreicherung überdüngter Grünlandböden kaum

möglich; im Gegenteil, es besteht sogar die Gefahr einer Selbsteutrophierung des Ökosystems.

Vor allem in Hanglagen sollte eine Oberbodenverdichtung durch zu häufiges Befahren mit schweren landwirtschaftlichen Maschinen vermieden werden. Verdichtete, strukturgeschädigte Böden in Hanglagen weisen infolge verminderter Infiltration von Regen- und Schneeschmelzwasser einen erhöhten Oberflächenabfluss sowie eine geringere Infiltrationsrate der flüssigen Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche) auf. Dies verstärkt das Risiko für eine Phosphorabschwemmung aus aufgebrauchten Düngemitteln in die Oberflächengewässer.

Um die Gefahr einer Phosphorabschwemmung und Gewässereutrophierung zu reduzieren, gleichzeitig aber auch die gasförmigen Ammoniakverluste gering zu halten, sollten flüssige Wirtschaftsdünger in steiler Hanglage insbesondere im Nahbereich von Gewässern keinesfalls vor einem Dauer- oder Gewitterregen sondern idealer Weise nach einem leichten Regen oder kurz davor in verdünnter Form (Gülle: 1:1; Jauche: 2:1) ausgebracht werden.

Für den Gewässerschutz von Bedeutung ist die Erhaltung oder Wiederherstellung eines porösen, lockeren, feinaggregierten Krümelgefüges im Oberboden anstelle eines dichten, groben Plattengefüges. Nutzungsbedingte Gefügestörungen im Oberboden und eine nachhaltige, schädliche Oberbodenverdichtung können weitgehend vermieden werden, wenn das Befahren der Wiesen auf das absolut notwendige Minimum beschränkt wird. Eine Verringerung der mechanischen Bodenbelastung ist außerdem durch die Verwendung leichter Traktoren und Arbeitsmaschinen sowie durch eine richtige Bereifung (angepasster Reifendruck, Breit- und Niederdruckreifen) möglich (BRAUN et al., 1997). Eine natürliche Regeneration des Grünlandbodens (Auflockerung des verdichteten Oberbodens durch Bildung sekundärer Grobporen) kann erfolgen durch Quellen und Schrumpfen (insbesondere in tonreichen Böden), Bodenfrost (insbesondere in wassergesättigten Böden), grabende Bodentiere (insbesondere Regenwürmer) und Pflanzenwurzeln. Besonders verdichtungsempfindliche Böden (vor allem humusärmere, schluffreiche Böden) in abschwemmungsgefährdeter Hanglage sollten aus Gründen des Gewässerschutzes möglichst nur extensiv landwirtschaftlich genutzt werden.

Bestehende Geländemulden dienen als natürliche Sedimentationsbecken und Wasserspeicher (HURNI et al., 1992). Sie sollten daher in der Nähe von Oberflächengewässern ebenso wie Hecken, Gehölzstreifen, Feldgehölze, Streuwiesen und Auwälder unbedingt erhalten werden.

Boden- und standortspezifische Düngeempfehlungen berücksichtigen neben dem Wärme- und Wasserhaushalt des Standortes auch die Reliefposition. Unterhang-, Mulden- und Rinnenlagen sowie Hangverebnungen und Hangfußbereiche sind natürliche Anreicherungsstandorte und haben somit meist einen geringeren Düngebedarf.

Generell ist die Nährstoffverfügbarkeit im Boden bei vergleichbarer Düngung auf feuchten Standorten größer als auf trockenen Standorten, weil durch den höheren Massenfluss und die größeren Diffusionskoeffizienten eine bessere Nährstoffanlieferung zu den Pflanzenwurzeln erfolgt. Daraus leitet sich ein vergleichsweise niedrigerer Düngebedarf auf feuchten Standorten oder in niederschlagreichen Jahren ab.

Die Düngung ist an den zeitlichen und mengenmäßigen Nährstoffbedarf der Vegetation anzupassen. Grünlandpflanzen haben ihren höchsten Phosphorbedarf im Frühjahr. Mit dem ersten Aufwuchs werden etwa 10 bis 14 kg Phosphor pro Hektar entzogen. Eine mineralische Phosphorergänzungsdüngung sollte daher bevorzugt im Frühjahr kurz vor Beginn der Vegetationsperiode erfolgen.

Auf eine richtige Wahl der Düngemittel ist zu achten. Eine mineralische Phosphorergänzungsdüngung in Form von Hyperphosphat ist vor allem auf kalkreichen, trockenen Böden mit pH-Werten über 6,2 wegen der geringen Düngereffizienz nicht zu empfehlen.

Im Rahmen eines differenzierten abgestuften Wiesenbaus (DIETL & LEHMANN, 2006) ist eine sinnvolle Verteilung der Wirtschaftsdünger auf die vorhandenen Grünlandflächen entsprechend ihres Ertragspotentials notwendig. Demzufolge sollten auch hofnahe Eigenflächen gegenüber hoffernen Pachtflächen nicht bevorzugt werden.

Durch Fehler bei der Mineral- und Wirtschaftsdüngerausbringung kann es zu kleinräumigen Phosphoranreicherungs-zonen mit erhöhtem Phosphoraustragspotential kommen (WERNER et al., 1991). Eine gleichmäßige Verteilung der Dünger auf der jeweiligen Grünlandfläche wird durch eine geeignete Applikationstechnik erreicht.

Eine weitgehende Anpassung der Nutztierbestände an die vorhandene Futterfläche und deren Ertragspotential ist sowohl aus pflanzenbaulichen als auch aus wasserwirtschaftlichen Gründen notwendig. Bei gravierender Diskrepanz ist eine Reduzierung des Viehbestandes und/oder eine Flächenausdehnung notwendig.

Die Phosphorbilanz der landwirtschaftlichen Betriebe (Hoftorbilanz) und der einzelnen Schläge (Flächenbilanz) sollte ausgeglichen sein. Gravierende Phosphorbilanzüberschüsse auf den einzelnen Berechnungsebenen sind abzubauen. Ein permanenter Phosphorbilanzüberschuss führt allmählich zu einer Phosphoranreicherung im Oberboden und erhöht somit das Phosphoraustragsrisiko über mehrere Jahre.

Durch eine Verbesserung der Grundfutterqualität – sie wird vor allem durch die richtige Wahl des Schnittzeitpunktes und durch die Schaffung bzw. Erhaltung hochwertiger Pflanzenbestände erzielt – kann die Menge an zugekauftem Kraftfutter und damit auch die Höhe des Phosphorimports reduziert werden.

Die Abgabe überschüssiger Wirtschaftsdünger an andere landwirtschaftliche Betriebe, die Bildung von Betriebskooperationen, die Einrichtung einer Güllebörse sowie die Schaffung von ausreichendem Lagerraum für Gülle sind weitere düngetechnische Maßnahmen zum Schutz der Gewässer vor Eutrophierung.

Bei der Düngung und bei der Feldmietenzwischenlagerung sind die gesetzlich vorgeschriebenen Mindestabstände zu Oberflächengewässern oder Entwässerungsgräben strikt einzuhalten.

Die Schaffung bzw. Erhaltung einer ganzjährig geschlossenen, dichten Grasnarbe ist generell eine sehr wichtige erosions-, abschwemmungs- und auswaschungsmindernde pflanzenbauliche Gewässerschutzmaßnahme. Sie erfolgt primär durch eine standortangepasste Grünlandbewirtschaftung und erst sekundär durch eine Nachsaat mit geeignetem Saatgut.

Auch beim Feldfutterbau muss auf eine dichte, geschlossene Grasnarbe durch eine standortgerechte Wahl der Saatgutmischung geachtet werden.

Die Art der Bewirtschaftung (Wiese, Weide, Mähweide) und die Intensität der Nutzung (Anzahl der Schnitte oder Weidegänge pro Jahr) sowie die Beurteilung des Nährstoffzustandes im Boden haben sich immer an der naturräumlichen Standortbonität zu orientieren. Bei geringerer naturräumlicher Standortbonität ist die Düngungs- und Nutzungsintensität entsprechend zu verringern. Die Grenzen der Intensivierung und die ökologische Nachhaltigkeit der Grünlandbewirtschaftung können mit Hilfe von Indikationskennwerten festgestellt werden (BOHNER, 2005). Bewährte feldbodenkundliche Indikatoren sind beispielsweise die Struktur und Farbe des Oberbodens. Günstig (Sollzustand) ist ein lockeres, poröses, feinaggregiertes Krümelgefüge; ungünstig ist ein dichtes, grobes Plattengefüge mit zahlreichen Roströhren als Zeichen einer nutzungsbedingten Oberbodenverdichtung und daraus resultierender Krumenwechselfeuchtigkeit. Auch die Grünlandvegetation zeigt den Grad der Trophie des Bodens und nutzungsbedingte Gefügestörungen im Oberboden an. In diesem Zusammenhang sind vor allem Überdüngungszeiger (insbesondere *Rumex obtusifolius*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* ssp. *sphondylium*, *Aegopodium podagraria*, *Elymus repens*), nährstoffliebende Ackerunkräuter und Ruderalpflanzen (Therophyten wie beispielsweise *Capsella bursa-pastoris*, *Stellaria media*, *Bromus hordeaceus*) sowie Zeigerpflanzen für Oberbodenverdichtung und Krumenwechselfeuchtigkeit (insbesondere *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Poa annua*, *Poa trivialis*) zu erwähnen. Diese Pflanzenarten zeigen bei gehäuftem Vorkommen eutrophe (überdüngte) Grünlandböden mit hohem Nährstoffaustragspotential und/oder verdichtete, krumenwechselfeuchte und somit abschwemmungsgefährdete Grünlandböden an.

Neben Bodenanalysedaten aus dem Oberboden und idealer Weise auch aus dem Unterboden sollten in Zukunft bei Düngeempfehlungen vor allem der Pflanzenbestand, der Zeigerwert der Grünlandpflanzen, die Bodeneigenschaften (insbesondere Gründigkeit, Textur, Struktur), die mineralogische Zusammensetzung

des bodenbildenden Muttergesteins, die Geländeform, der Wärme- und Wasserhaushalt sowie die langjährige Düngungs- und Nutzungsgeschichte des Standortes stärker berücksichtigt werden. Die Gehaltsklasseneinstufung für den CAL-löslichen Phosphorgehalt bei Grünlandböden gemäß den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006; BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2007) hingegen kann nur eine sehr grobe Orientierung für Phosphor-Düngeempfehlungen liefern.

Bei der regelmäßigen Bodenuntersuchung zur Feststellung des Phosphordüngebedarfs sollte unbedingt auf eine sorgfältige und repräsentative Bodenprobe- nahme geachtet werden.

2.2 Dauerweiden

In den intensiv genutzten Kulturweiden sind lokale Phosphoranreicherungen im Oberboden in der Umgebung von Viehtränken (WEST et al., 1989), im Lagerbereich der Weidetiere sowie beim Weideeingang (BOHNER & TOMANOVA, 2006) möglich. Um lokale Phosphoranreicherungen im Oberboden zu minimieren, sollten je nach Größe der Weidefläche mindestens zwei Tränkestellen vorhanden sein. Eine Tränke am entlegensten Punkt der Weide ist zweckmäßig, weil dadurch die Beweidung gleichmäßiger erfolgt und Harn und Kot besser auf der Weidefläche verteilt werden (HÄUSLER, 2006). Die Tränkestelle sollte sich nicht am Weideeingang befinden, da hier der Oberboden ohnehin stark mit Phosphor angereichert ist. Günstig ist eine mobile Tränke (Wassertank mit Schwimmerbecken), deren Standplatz während der Weideperiode ständig gewechselt wird.

Die Weideführung muss so erfolgen, dass eine möglichst gleichmäßige Trittbelastung und gute Verteilung von Harn und Kot erreicht wird. Bevorzugte Liegeplätze der Weidetiere und stark frequentierte Weidebereiche sollten zeitweise ausgezäunt, deren Aufwuchs gemäht und das Mähgut abtransportiert werden.

Die Weidefläche sollte eine möglichst einheitliche Futterqualität aufweisen, regelmäßig nachgemäht werden und keine größere Hangneigung aufweisen (HÄUSLER, 2006). Steilere Hanglagen (über 15°) sollten keinesfalls stärker mit Rindern beweidet werden, denn durch intensive Rinderbeweidung werden die Oberböden verdichtet (BOHNER & TOMANOVA, 2006). Aufgrund der daraus resultierenden verminderten Infiltration des Regen- und Schneeschmelzwassers sowie der flüssigen Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche) erhöht sich in Hanglagen das Risiko für eine Phosphorabschwemmung aus aufgebrauchten Düngemitteln und eine Urinverlagerung in Oberflächengewässer ist möglich. Außerdem entstehen in steileren Hanglagen bei ständig intensiver Rinderbeweidung Trittwegen (Viehgangeln) mit stellenweise vegetationsfreiem Boden. Während eines Dauer- oder Gewitterregens und bei der Schneeschmelze kann infolge fehlender Vegetationsschicht Phosphor durch Erosion in Oberflächengewässer verlagert werden. Auf diesen vegetationsfreien und somit erosionsgefährdeten Teilflächen ist eine

Nachsaat mit geeignetem Saatgut dringend notwendig. Nachhaltiger ist allerdings eine Bewirtschaftungsänderung. Steilere Hanglagen sollten insbesondere im Nahbereich von Gewässern extensiv als Mähwiese genutzt werden; auch eine extensive Beweidung mit Schafen oder Ziegen ist möglich.

Bei der Düngung ist zu berücksichtigen, dass in der Vegetationsperiode je nach Beweidungsdauer ein Großteil der Exkremente auf der Weidefläche ausgeschieden wird und somit in Abhängigkeit von der Besatzstärke eine beachtliche Nährstoffrücklieferung über Harn und Kot der Weidetiere erfolgt. Am günstigsten ist eine mehrmalige Düngung während der Vegetationsperiode mit jeweils kleinen Wirtschaftsdüngergaben (maximal $10-15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) in Form von verdünnter Jauche (2:1) oder Gülle (1:1) (HÄUSLER, 2006). Aus wasserwirtschaftlicher Sicht betrachtet ist zumindest auf stark durchlässigen, flachgründigen Böden und/oder in Gebieten mit hohen Herbstniederschlägen eine späte Herbsdüngung (ab Mitte Oktober) insbesondere mit flüssigen Wirtschaftsdüngern wegen der Gefahr einer erhöhten Phosphorauswaschung und/oder Phosphorabschwemmung problematisch. Eine mineralische Phosphorergänzungsdüngung sollte nur im Frühjahr kurz vor Beginn der Vegetationsperiode durchgeführt werden. Um die Gefahr einer Phosphorabschwemmung und Gewässereutrophierung zu reduzieren, gleichzeitig aber auch die gasförmigen Ammoniakverluste gering zu halten, sollten flüssige Wirtschaftsdünger in Hanglage insbesondere im Nahbereich von Gewässern keinesfalls vor einem Dauer- oder Gewitterregen sondern idealer Weise nach einem leichten Regen oder kurz davor in verdünnter Form ausgebracht werden.

Die bevorzugten Aufenthaltsorte der Weidetiere, der Weideeingang oder die unmittelbare Umgebung von Viehtränken sollten nicht oder nur sehr selten gedüngt werden. Diese Phosphoranreicherungszone sollten bei der Bodenprobenahme ausgelassen oder getrennt von der restlichen Weidefläche beprobt werden, wenn die Bodenuntersuchungswerte die Basis für Düngeempfehlungen sind (WEST et al., 1989).

Ist die Weidefläche stellenweise infolge Trittschäden lückig, empfiehlt sich eine Nachsaat mit geeignetem Saatgut.

Der freie Zugang der Weidetiere zu Oberflächengewässern muss durch einen Zaun verhindert werden. Quellbereiche und vernässte Stellen in der Weidefläche sind auszuzäunen.

Generell sind Feucht- und Nassstandorte nicht oder nur bedingt weidefähig; die ökologisch günstigste Bewirtschaftungsart auf diesen Standorten ist die ein- bis zweimalige Schnittnutzung pro Jahr mit Abtransport des Mähgutes (BOHNER & EDER, 2006).

In der Nähe von eutrophierungsgefährdeten Gewässern ist eine Verringerung der Beweidungsintensität durch eine integrierte Schnittnutzung erforderlich (LANDWEHR & ISSELSTEIN, 2001). Diese sollte bevorzugt gegen Ende der Vegetationsperiode

stattfinden (FREDE & DABBERT, 1998). In Gewässernähe dürfen auch keine Tränke- oder Zufütterungsplätze angelegt werden (FREDE & DABBERT, 1998) und im unmittelbaren Seeuferbereich sollte keine Beweidung stattfinden.

Bei der Anlage von Viehtriebwegen ist darauf zu achten, dass deren Oberflächenabfluss nicht direkt in Gewässer einmündet, weil es durch Erosion und Abschwemmung zu erheblichen Phosphoreinträgen kommen kann.

2.3 Haus- und Schrebergärten

Gartenböden sind in den obersten 10 cm häufig mit Phosphor stark überdüngt (BOHNER & SCHINK, 2007). Die Information und Beratung der Bevölkerung durch die Gemeinde oder Gärtner ist eine nichtlandwirtschaftliche Maßnahme zur Verminderung der Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer.

2.4 Drainagen

Starkregenereignisse, die unmittelbar auf eine Gülledüngung folgen, können auf drainiertem Grünland hohe Phosphorausträge aus Drainagen bewirken (HÖLTL & VOGL, 1983; SEIFFERT, 1990). Auch neuere Forschungsergebnisse der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (DIEPOLDER et al., 2005a, b) lassen darauf schließen, dass Starkregenereignisse direkt nach Düngung bei Grünland über den Pfad Makroporen und Drainagen (Zwischenabfluss) erhebliche Belastungsspitzen für den Phosphoreintrag in Oberflächengewässer bedeuten können.

Für den wahrscheinlichen Fall, dass drainierte wertvolle Flächen meist auch weiterhin als Futtergrundlage für die Milchviehhaltung benötigt werden, sollte geprüft werden ob und inwieweit gerade hier überbetrieblich die Möglichkeit geschaffen werden kann, eine streifenförmige Gülleausbringung (flache Injektion oder Schleppschuh) gegenüber der praxisüblichen Pralltellertechnik zu etablieren.

Anhaltspunkte für diese Überlegungen bilden Untersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (DIEPOLDER et al., 2005a, b; DIEPOLDER & RASCHBACHER, 2007a) auf Praxisflächen, wo bei flacher Gülleinjektion nach unmittelbar auf die Gülledüngung folgenden (simulierten) Starkregenereignissen im Dränwasser niedrigere Phosphorkonzentrationen, Phosphorfrachten und ein geringerer Anteil an partikulärem Phosphor gegenüber oberflächlicher Ausbringung mit dem Prallteller gemessen wurde. Das flache Einschlitzen der Gülle in die Grasnarbe mit einem Praxisgerät bewirkte dabei einen im Mittel um 60 % reduzierten Austrag an Gesamtphosphor. Somit deuten die Ergebnisse darauf hin, dass dieses Verfahren gerade bei ökologisch sensiblen Gewässern mit einem hohen Anteil an drainierten Grünlandflächen im Einzugsgebiet eine Möglichkeit sein kann, Phosphoreinträge und Phosphorkonzentrationen zu senken. Ob und inwieweit sich jedoch

auch ohne solche „worst case Bedingungen“ (die als Folge des Klimawandels jedoch eher zunehmen dürften) Unterschiede in Bezug auf den Phosphoraustrag und die Phosphorfraktionen ergeben und/oder ob sich auch andere, nicht flächige Applikationstechniken wie Schleppschlauch oder Schleppschuh positiv auswirken, bleibt weiteren Forschungsvorhaben vorbehalten.

In der unmittelbaren Umgebung eutrophierungsgefährdeter Gewässer sollte weiterhin nach ökonomisch und für die betroffenen landwirtschaftlichen Betriebe akzeptablen Möglichkeiten gesucht werden, Drainagen aufzulassen und die betreffenden - sich wieder vernässenden - Flächen extensiv in Form einer ein- bis zweischnittigen Mähnutzung ohne oder nur mit geringer Düngung zu bewirtschaften. Eine sinnvolle Verwertung des Mähgutes sollte dabei im Vorfeld solcher Überlegungen sichergestellt sein.

Prinzipiell sollten Feucht- und Nassstandorte (insbesondere saure Anmoore und Niedermoore) wegen der erhöhten Phosphorlöslichkeit im Boden und des daraus resultierenden größeren Phosphorauswaschungspotentials nicht oder nur sehr maßvoll während der Vegetationszeit mit phosphorhaltigen Düngemitteln gedüngt werden. Hydromorphe Böden und ihre Standorte sollten im Rahmen einer ökologisch orientierten nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung Vorrangflächen für den Naturschutz darstellen und somit extensiv als Grünland bewirtschaftet werden.

2.5 Gewässerrandstreifen

Entlang von eutrophierungsgefährdeten Gewässern sollten Gewässerrandstreifen angelegt werden. Damit diese Saumbiotope ihre Filterfunktion erfüllen können, müssen sie eine Mindestbreite von 10 m haben und eine dichte Vegetation aufweisen (KNAUER & MANDER, 1989; BRAUN et al., 1997). Um eine Selbsteutrophierung zu verhindern, müssen diese Pufferzonen regelmäßig gemäht werden, wobei das Mähgut unbedingt abzuführen ist. Auch die Streuwiesen im Verlandungsbereich der Seen sollten aus diesem Grund regelmäßig im Herbst geschnitten werden; ein Abtransport des Mähgutes wird dringend empfohlen. Diese ökologisch wertvollen Flächen dürfen selbstverständlich nicht gedüngt werden. Eine Verwertung des Mähgutes ist dabei im Vorfeld sicherzustellen.

2.6 Sonstige Maßnahmen

Die Ausarbeitung von kostengünstigen Routinemethoden, die eine bessere Beurteilung des Gehaltes der Böden an pflanzenverfügbarem Phosphor als die CAL-Methode ermöglichen, die Quantifizierung der atmogenen und pedogenen Phosphorbasisfracht (Hintergrundlast) in verschiedenen naturnahen Ökosystemen, die Festlegung regionaler Grenzwerte für den Phosphorgehalt von Böden im Hinblick auf die Phosphorausstragsgefährdung, die Ausarbeitung und Überprüfung von geeigneten Maßnahmen, um die Phosphormobilität im Boden an besonders auswaschungs-

gefährdeten Standorten zu senken, sowie die Ausarbeitung und Überprüfung von Abmagerungsstrategien bei zu hoch mit Phosphor versorgten Böden sind Herausforderungen für die Wissenschaft zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung mit Phosphor aus landwirtschaftlichen Quellen. Eine Überprüfung der zur Zeit in Österreich gültigen Gehaltsklasseneinstufung für den CAL-löslichen Phosphorgehalt von Grünlandböden gemäß den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) wird dringend empfohlen. Weitere landwirtschaftliche Maßnahmen, wie beispielsweise Erosionsschutzmaßnahmen im Ackerland, sind im Untersuchungsgebiet derzeit nur kleinräumig relevant, so dass darauf nicht gesondert eingegangen werden muss. Die gesetzlichen Bestimmungen und Umweltauflagen hinsichtlich Boden- und Gewässerschutz (z.B. Wasserrechtsgesetz, Trinkwasserverordnung, EU-Nitratrichtlinie, Aktionsprogramm Nitrat, Düngemittelgesetz, Bodenschutzgesetze der österreichischen Bundesländer) sind in der landwirtschaftlichen Praxis selbstverständlich strikt zu befolgen.

3. Umsetzung

Bei den angeführten Gewässerschutzmaßnahmen handelt es sich sowohl um Symptombekämpfungsmaßnahmen wie beispielsweise die Anlage von Gewässerrandstreifen als auch um Ursachenbekämpfungsmaßnahmen wie beispielsweise die Extensivierung besonders auswaschungs- oder abschwemmungsgefährdeter Flächen. Für einen wirksamen und nachhaltigen Gewässerschutz haben allerdings die Ursachenbekämpfungsmaßnahmen eine vergleichsweise höhere Priorität.

Die einzelnen Maßnahmen zur Senkung der Phosphorverluste aus landwirtschaftlich genutzten Flächen müssen zunächst einmal eine breite Akzeptanz bei den Landwirtinnen und Landwirten finden. Die Information, Motivation, Schulung und Beratung der Landnutzer in den Seengebieten durch Behörden, Interessensvertreter und landwirtschaftliche Berater ist daher Grundvoraussetzung für eine effiziente und sachgerechte Umsetzung der vorgeschlagenen und einzuleitenden Maßnahmen.

Besonders wichtig erscheint die Abstimmung der zu ergreifenden Maßnahmen auf den Standort (aktueller Boden- und Vegetationszustand, Witterungsverhältnisse), den landwirtschaftlichen Betrieb und auf die regionalen Gegebenheiten (Bewirtschaftungspraxis in der Region; agrarpolitische, umweltpolitische und sozioökonomische Rahmenbedingungen).

Die Anstellung landwirtschaftlicher Seenmanager für die Information, Schulung und Beratung der Landnutzer, Gemeinden und Bevölkerung hinsichtlich Bedeutung, Notwendigkeit und Gestaltung der einzuleitenden Gewässerschutzmaßnahmen ist für die Verminderung der Gewässereutrophierung ebenfalls von großer Bedeutung.

Die Umsetzung einzelner Gewässerschutzmaßnahmen, wie beispielsweise die Extensivierung vorher intensiv genutzter, auswaschungs- oder abschwemmungsgefährdeter Grünlandflächen, ist aus landwirtschaftlicher Sicht betrachtet

problematisch, da sie auch mit finanziellen Einbußen für die Landwirtinnen und Landwirte verbunden ist. Die Bewirtschaftungsschwernisse, Mehrarbeit, Zusatzkosten, Einschränkungen in der Düngung und Nutzung, Wertminderung der Grünlandfläche, Ertragsrückgänge und Verschlechterung der Futterqualität aufgrund von Gewässerschutzmaßnahmen sollten finanziell abgegolten werden.

Bei der Umsetzung der angeführten Einzelmaßnahmen müssen immer auch deren Folgen (Konsequenzen) berücksichtigt werden. Beispielsweise darf die Extensivierung vorher intensiv genutzter, auswaschungs- oder abschwemmungsgefährdeter Grünlandflächen nicht dazu führen, dass die Ertragsrückgänge und Minderung der Futterqualität infolge Gewässer-schonender Grünlandnutzung durch einen (verstärkten) Zukauf von Kraftfutter und/oder durch eine Erhöhung der Düngergaben auf anderen Grünlandflächen ausgeglichen werden.

4. Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle hinsichtlich sachgerechter Umsetzung, Wirksamkeit und Folgen der eingeleiteten Gewässerschutzmaßnahmen hat durch landwirtschaftliche Seenmanager, Behörden und wissenschaftliche Institutionen zu erfolgen.

Der Zeitraum und die Häufigkeit der Kontrolle richten sich danach, ob es sich um kurzfristig wirksame oder um sehr langfristig wirksame Gewässerschutzmaßnahmen handelt. Bei der Erfolgskontrolle ist zu beachten, dass es für die einzelnen Maßnahmen eine unterschiedlich lange Zeitverzögerung zwischen Maßnahmensetzung und deren Wirkung gibt. Beispielsweise kann es mehrere Jahre dauern, bis ein Düngeverzicht eindeutig und nachhaltig eine Verminderung der Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser bewirkt.

Die Erfolgskontrolle soll auch dazu beitragen, die einzelnen Gewässerschutzmaßnahmen weiterzuentwickeln und regionenspezifische Prioritätenlisten aufzustellen.

Im Falle einer unbefriedigenden Entwicklung der Wasserqualität der Seen sind zusätzliche für den Gewässerschutz relevante Maßnahmen zu ergreifen oder entsprechende Maßnahmenkombinationen nach Abstimmung aller betroffenen Interessensgruppen einzuleiten.

Dank

Dem anonymen Begutachter danken wir für Anmerkungen und konstruktive Kritik.

5. Literaturverzeichnis

- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL), 2007: Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland (Gelbes Heft), 8. überarbeitete Auflage 2007, Freising.
- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 6. Auflage, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Wien, 80 S.
- BOHNER, A., 2005: Bodenindikatoren für die Bewirtschaftungsintensität und die floristische Artenvielfalt im Wirtschaftsgrünland. Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges., Heft 72, 67-73.
- BOHNER, A. und G. EDER, 2006: Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 53-64.
- BOHNER, A., G. EDER und M. SCHINK, 2007: Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99.
- BOHNER, A. and O. TOMANOVA, 2006: Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. Grassland Science in Europe, Vol. 11, 89-91.
- BOHNER, A. und M. SCHINK, 2007: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. Schriftenreihe BAW, 26, 34-50.
- BRAUN, M., M. FREY und P. HURNI, 1991: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). FAC Liebfeld, 87 S.
- BRAUN, M. und P. HURNI, 1993: Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. Landwirtschaft Schweiz, Band 6, 615-620.
- BRAUN, M. und J. LEUENBERGER, 1991: Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. Landwirtschaft Schweiz, Band 4, 555-560.
- BRAUN, M., D. KOPSE ROLLI und V. PRASUHN, 1997: Verminderung des Nährstoffeintrages in Gewässer durch Maßnahmen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, BUWAL, 100 S.
- BRAUN, M. und V. PRASUHN, 1997: Maßnahmen, um die Gewässerbelastung zu vermindern. Agrarforschung 4, 339-342.
- DIEPOLDER, M., F. PERETZKI, L. HEIGL und B. JAKOB, 2006: Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung. Schule und Beratung, Heft 4/06.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER und T. EBERTSEDER, 2005a: Versuchsergebnisse zum P-Austrag aus Drainagen unter Grünland bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregenereignis. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 17, 134-135.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER und T. EBERTSEDER, 2005b: P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland. Schule und Beratung, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, 6-11.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2007a: Saubere Seen – Forschungsprojekt Schwarzach 2002 – 2005. Abschlussbericht des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft für das Bayerische Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, München.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2007b: Quantifizierung von P-Austrägen aus landwirtschaftlichen Flächen – Ergebnisse eines Forschungsprojekts. Schule und Beratung, Heft 8-9/07, 5-12.
- DIETL, W. und J. LEHMANN, 2006: Ökologischer Wiesenbau. Österreichischer Agrarverlag, 136 S.
- FREDE, H.-G. und S. DABBERT, 1998 (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlagsgesellschaft, 451 S.
- FROSSARD, E., P. JULIEN, J.-A. NEYROUD und S. SINAJ, 2004: Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 368, 172 S.

- GÄCHTER, R., A. MARES, C. STAMM, U. KUNZE und J. BLUM, 1996: Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung* 3, 329-332.
- HÄUSLER, J., 2006: Die Weide wird wieder salonfähig! *top Journal* 4/2006, 26-29.
- HÖLTL, W. und H. VOGL, 1983: Untersuchungen zur Ermittlung des Nährstoffaustrages durch die Dränung mit Hilfe von Beregnungsversuchen. *Berichte über Landwirtschaft* 61, 400-415.
- HURNI, P., M. BRAUN und F. SCHÄRER, 1992: Abschätzung der P-Einträge in den Sempachersee aus diffusen Quellen und Maßnahmen zu deren Reduktion. *EAWAG-Mitteilungen* 34 D, 33-36.
- KLAGHOFER, E., 1997: Bodenerosion. In: *Bodenschutz in Österreich*. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, 37-45.
- KNAUER, N. und Ü. MANDER, 1989: Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 30, 365-376.
- KUMMERT, R. und W. STUMM, 1989: *Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes*. Teubner Verlag, 331 S.
- LANDWEHR, B. und J. ISSELSTEIN, 2001: Zum Einfluss von Frühjahrs- und Herbstmahd auf die Nitratauswaschung unter Mähweiden. 45. Jahrestagung Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 155-157.
- OTTO, A., 1980: Gewässerbelastung durch Land- und Forstwirtschaft. *Wasser und Boden* 1/1980, 26-30.
- POMMER, G., R. SCHRÖPEL und F. JORDAN, 2001: Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. *Wasser & Boden*, 53/4, 34-38.
- PRASUHN, V., 2001: Abschätzung der P- und N-Einträge in die Gewässer des Kantons Zürich mittels GIS. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Band 96, Heft 2, 645-646.
- SCHEFFER, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. *Geol. Jb. F4*, 203-221.
- SEIFFERT, P., 1990: Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stehgewässer. *Ökologie & Naturschutz* 3, 127-149.
- VON ALBERTINI, N., M. BRAUN und P. HURNI, 1993: Oberflächenabfluss und Phosphorabschwemmung von Grasland. *Landwirtschaft Schweiz*, Band 6, 575-582.
- WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD und K. ISERMANN, 1991: Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: A. Hamm (ed.): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Academia Verlag, Sankt Augustin.
- WEST, C.P., A.P. MALLARINO, W.F. WEDIN and D.B. MARX, 1989: Spatial variability of soil chemical properties in grazed pastures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 784-789.

Autoren:

Dr. Andreas Bohner¹

Dr. Michael Diepolder² und Dr. Matthias Wendland²

¹Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, 8952 Irdning, Österreich

²Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, 85354 Freising, Deutschland



gefördert von der Europäischen Union mit Mitteln aus dem Europäischen Regionalfonds im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA

Bisher erschienene Bände der Schriftenreihe BAW

Nr.	Titel
1	Gewässerverträgliche Landbewirtschaftung. Konsequenzen für die Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen, 1995.</i>
2	Bestandsanalyse ausgewählter Restrukturierungsprojekte an Alterbach, Oichten und Pollingerbach. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien, 1996.</i>
3	Wassergüte der Donau 1995. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 1996.</i>
4	Güteentwicklung der Donau – Rückblick und Perspektiven. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 1997.</i>
5	Wassergüte der Donau 1996. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 1997.</i>
6	Wassergüte der Donau 1997. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 1998.</i>
7	Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen, 1998.</i>
8	Wassergüte der Donau 1998. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 1999.</i>
9	Dimensionierung muldenförmiger Blocksteinrampen, Teil 1: Bemessungsgrundlagen, Teil 2: Anwendung der Grundlagen. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung, Wien, 2000.</i>
10	Wasserbeschaffenheit und Güte der österreichischen Donau unter besonderer Berücksichtigung der langzeitlichen Entwicklung. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 2000.</i>
11	Wassergüte der Donau 1999. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, Wien, 2000.</i>
12	1976 - 2001. 25 Jahre Österreichisches Nationalkomitee der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung. Donauforschung Neu. Jubiläumsschrift. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2001.</i>
13	Wassergüte der Donau 2000. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2001.</i>
14	Kalibrierung hydrometrischer Flügel – Zusammenhang Messpunkteanzahl, Qualität, Kosten. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung, 2002.</i>
15	Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 2002.</i>

Nr.	Titel
16	Monolithische Feldlysimeter. - Workshop „Monolithische Feldlysimeter“ am 25. September 2002 in Petzenkirchen. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 2002.</i>
17	Wassergüte der Donau 2001. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2003.</i>
18	Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Vergleich zwischen historischer und aktueller Situation. Fischökologische Seentypen. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 2003.</i>
19	<i>Aktuelle Arbeiten aus dem Bundesamt für Wasserwirtschaft.</i> <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 2003.</i>
20	Ausgewählte Ergebnisse aus dem Bundesamt für Wasserwirtschaft 2004. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 2004.</i>
21	Wassergüte der Donau 2002 – 2003. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2005.</i>
22	Überwachung gefährlicher Stoffe in Oberflächengewässern. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2005.</i>
23	Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 2006.</i>
24	Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes 2001 – 2005 <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 2006.</i>
25	Wassergüte der Donau 2004. <i>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte, 2006.</i>

www.baw.at



lebensministerium.at