

AUFTRAGGEBER:



MAGISTRAT DER STADT WIEN
MAGISTRATSABTEILUNG 45 – WIENER GEWÄSSER



PROJEKT:

EU-LIFE+ Urban Lake Alte Donau

Aktualisierung Stoffbilanz

INHALT:

Stoffbilanz Alte Donau 2008-2012

ERSTELLT:

Dezember 2015

MASSSTAB:

MAGISTRATSABTEILUNG 45

REFERENT/-IN:

OSTBR DI G. Nagel

GRUPPENLEITER/-IN:

OSTBR DI A. Straka

ABTEILUNGSLEITER:

SR DI G. Loew

EINGELANGT AM:

IND.:

DATUM:

ÄNDERUNG:

BEARBEITER/-IN:

VERFASSER/-IN:

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung

GRÖSSE:

PARIE:

PROJEKTNUMMER:

MA45/1586559/2014

EINLAGENUMMER:



MIT UNTERSTÜTZUNG DER EUROPÄISCHEN UNION

EU-LIFE+ Urban Lake Alte Donau
LIFE 12 ENV/AT/000128, Aktion B2

Stoffbilanz Alte Donau 2008–2012

Auftraggeber: Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer,
Wilhelminenstr. 93, 1160 Wien

Ansprechpartner: DI Gerhard Nagel

Auftrag: MA 45/1586559/2014
basierend auf unserem Anbot vom 29.01.2015

Auftragnehmer: DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Ökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, 1050 Wien
Tel. 01 / 548 23 10, Fax DW 18
email: office@dws-hydro-oekologie.at

Projektleitung: Dr. Karl Donabaum

Autoren: Mag. Patricia Riedler
Mag. Dr. Georg Wolfram

Berichtsdatum: Wien, Dezember 2015

Interne Berichtsnr.: 15/008-B01

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Datenbasis und Methodik	2
2.1 Hydrologische Bilanz	2
2.2 Chloridbilanz	6
2.3 Phosphorbilanz	11
2.4 Weitere Bilanzen	14
2.4.1 Gegenüberstellung der Stickstoffein- und -austräge	14
2.4.2 Siliziumbilanz	15
2.4.3 Calcium-, Magnesium und Sulfatbilanz	16
3 Ergebnisse und Diskussion	17
3.1 Hydrologische Bilanz	17
3.1.1 Wasserstand und Volumen	17
3.1.2 Einträge	20
3.1.3 Austräge	23
3.1.4 Bilanz	26
3.2 Chloridbilanz	29
3.2.1 Konzentrationen und Monatsfrachten der Einträge	29
3.2.2 Konzentrationen und Monatsfrachten der Austräge	32
3.2.3 Bilanz	36
3.3 Phosphorbilanz	39
3.3.1 Konzentrationen und Monatsfrachten der Einträge	39
3.3.2 Jahresfrachten der Einträge	45
3.3.3 Konzentrationen und Monatsfrachten der Austräge	46
3.3.4 Bilanz	49
3.3.5 Plausibilitätsprüfung	55
3.4 Sonstige Bilanzen	58
3.4.1 Gegenüberstellung der Stickstoffein- und -austräge	58
3.4.2 Siliziumbilanz	61
3.4.3 Calciumbilanz	64
3.4.4 Magnesiumbilanz	67
3.4.5 Sulfatbilanz	70
3.5 Unsicherheit der Bilanzen	72
3.6 Vergleich Nachtnebel & Fürst (1998)	74
3.7 Vergleich Riedler et al. (2009)	76
4 Zusammenfassung	85
5 Literatur	95

1 EINLEITUNG

Vorrangiges Ziel der vorliegenden Studie war es, eine **Ist-Zustandsbeschreibung der Stoffbilanz** der Alten Donau vorzunehmen. Sie soll dem Vergleich mit früheren Erhebungen (Riedler *et al.* 2009, Nachtnebel & Fürst 1998) dienen sowie eine Prognose der weiteren Entwicklung der Wasserqualität in der Alten Donau unterstützen.

Zur Erstellung der Stoffbilanz wurden keine eigenen Daten erhoben, vielmehr ausschließlich bestehende Daten zusammengestellt und ausgewertet. Ausgangspunkt ist eine Darstellung der **hydrologischen Bilanz**, die von der GRUPPE WASSER berechnet wurde (Taschke *et al.* 2014).

Darauf aufbauend wurde eine Stoffbilanz für **Chlorid** erstellt. Chlorid fungiert aufgrund der geringen Umsetzung in biologischen Prozessen sehr gut als „Tracer“ für den Gesamtsalzgehalt, ist zugleich aber auch ein wichtiger Indikator für häusliche Abwässer. Schließlich dient die Chloridbilanz der Validierung der hydrologischen Bilanz, in dem alle Ein- und Austräge in einer Modellberechnung den volumensbezogenen Mengen in der Alten Donau gegenübergestellt werden.

Wie für Chlorid wurde für **Gesamtphosphor** eine Bilanz aller relevanten Ein- und Austräge vorgenommen, wobei hier die komplexen biologischen und chemischen Umsetzungsprozesse die Erstellung eines Prognosemodells aus den Eingangsgrößen (analog Chlorid) erschweren. Abgesehen von den auch in der Chloridbilanz berücksichtigten Gliedern wurden der P-Eintrag durch Badende, Wasservögel, Niederschlag, Anfütterung von Friedfischen sowie Laubfall miteinbezogen.

Weitere nährstoffchemische Stoffbilanzen wurden für die **Stickstofffraktionen** (Summe aus Nitrit-N, Nitrat-N und Ammonium-N) und das **Silizium** berechnet. Der gelöste organische Kohlenstoff unterliegt nicht nur ähnlich dem Phosphor einer Vielzahl von Umsetzungsprozessen, wichtiger ist im Zusammenhang mit einer Bilanzberechnung, dass nur für die gelöste organische Fraktion Daten erhoben wurden. Da keine Angaben über die anorganische Komponente bzw. den Gesamtkohlenstoff in der Alten Donau vorliegen, wurde für diesen Parameter keine Bilanz erstellt.

Die Chlorid-Bilanz wurde schließlich als Vorlage für vergleichbare Berechnungen auf Basis der **Calcium-, Magnesium- und Sulfatwerte** verwendet. Die Kationen Natrium und Kalium wurden im Bilanzzeitraum in der Alten Donau nicht erhoben, folglich auch nicht modelliert.

2 DATENBASIS UND METHODIK

2.1 Hydrologische Bilanz

Die hydrologische Bilanz dient als Basis für die Stoffbilanz und wurde von der GRUPPE WASSER für den Zeitraum 2008–2012 erstellt. Anhand von 6 Beweissicherungsmessungen in den Jahren 2003, 2010 und 2013 wurde ein numerisches Strömungsmodell erstellt und kalibriert, mit dessen Hilfe die Zu- und Abströmmengen der Alten Donau bereichsweise quantifiziert werden können (Taschke *et al.* 2014; Abb. 2-1).

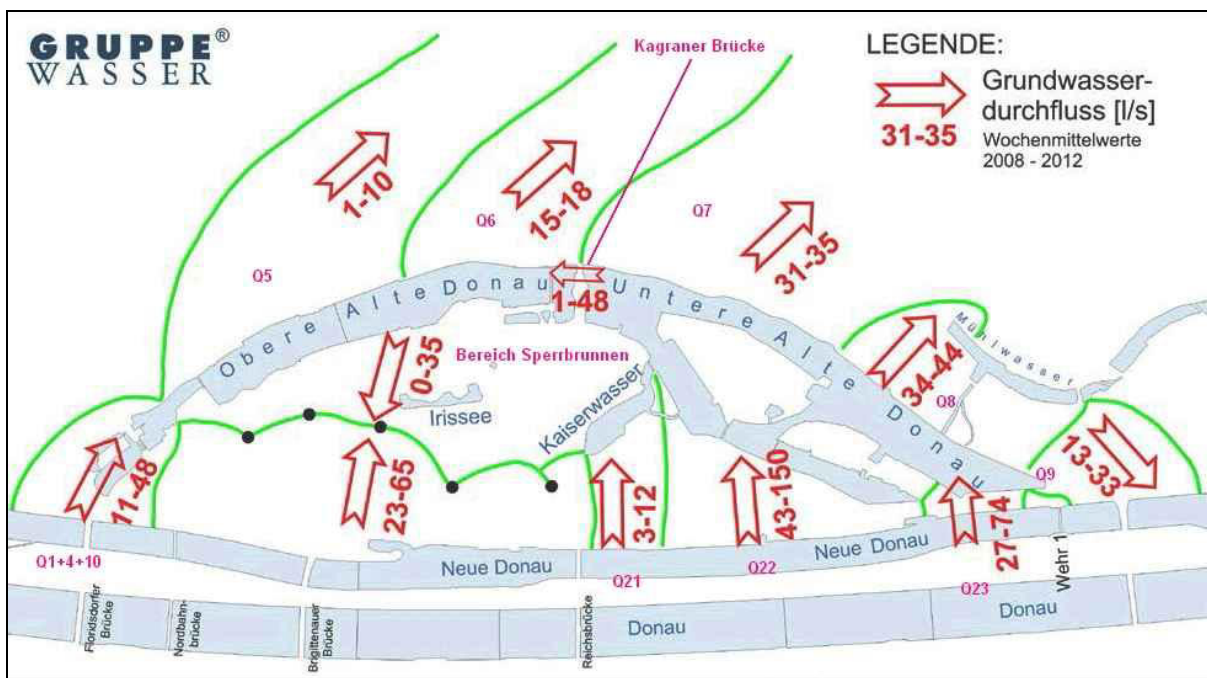


Abb. 2-1 Strömungsmodell der Alten Donau (GRUPPE WASSER)

Für die vorliegende Studie wurden folgende Bereiche im Grundwasser getrennt erfasst:

Q1+4+10	Zustrom OAD „Wasserpark“
Q5	Abstrom OAD linksufrig „Birner Loch“
Q6	Abstrom OAD linksufrig „Hofbauer“
Sperrbrunnen	Abstrom OAD rechtsufrig
Q21	Zustrom UAD rechtsufrig „Kaiserwasser“
Q22	Zustrom UAD rechtsufrig „Gänsehäufel“
Q23	Zustrom UAD rechtsufrig „Pirat“
Q7	Abstrom UAD linksufrig „Strandcafe“
Q8	Abstrom UAD linksufrig „Mühlwasser“
Q9	Abstrom UAD linksufrig „Kaisermühlendamm“

Weitere Bilanzglieder sind die oberirdischen Zu- und Ausleitungen während des Wassertausches Alte Donau, die Ausleitungen im Rahmen der Absenkung Alte Donau, die Basisdotation des Hebergrabens sowie der oberirdische Zustrom von der UAD in die OAD:

<i>Neue Donau 9.75</i> _{in}	<i>Einleitung UAD rechtsufrig aus der ND bei Str.km 9.75</i>
<i>Wasserpark</i> _{out}	<i>Ausleitung OAD in den Wasserpark</i>
<i>Schützenhaus</i> _{out}	<i>Ausleitung UAD linksufrig „Schützenhaus“</i>
<i>Schacht KW</i> _{out}	<i>Ausleitung UAD rechtsufrig „Kaiserwasser“</i>
<i>Kagraner Brücke</i>	<i>Zustrom von UAD in OAD</i>

Während der Absenkung der Alten Donau kann sich der „Zustrom von UAD in OAD“ auch umkehren, sodass es vorübergehend zu einem „Zustrom von OAD in UAD“ kommt. In den nachfolgenden Bilanzen ist dieses Bilanzglied – entsprechend seiner überwiegenden Strömungsrichtung – in der UAD aber stets abstromseitig und in der OAD immer zustromseitig angeführt (bei umgekehrter Strömungsrichtung ist nur das Vorzeichen geändert).

Unter Berücksichtigung von Niederschlag und Verdunstung ergeben sich für die OAD und die UAD folgende Bilanzgleichungen:

$$dV_{OAD} = NS_t + QI_t^+ + KG_t^+ - Q5_t^- - Q6_t^- - SB_t^- - WP_t^- - Ev_t \quad (1)$$

dV_{OAD}	Volumsänderung im Zeitintervall t
NS_t	Niederschlag im Zeitintervall t
Qx_t^+	Grundwasserzufluss im Zeitintervall t
KG_t^+	Oberirdischer Zufluss von UAD „Kagraner Brücke“ im Zeitintervall t
Qx_t^-	Grundwasserabfluss im Zeitintervall t
SB_t^-	Grundwasserabfluss über Sperrbrunnen im Zeitintervall t
WP_t^-	Oberirdischer Abfluss durch Ausleitung über den Wasserpark im Zeitintervall t
Ev_t	Verdunstung im Zeitintervall t

$$dV_{UAD} = NS_t + Q21-23_t^+ + ND_t^+ - Q7-9_t^- - SH_{out_t}^- - KW_{out_t}^- - KG_t^- - Ev_t \quad (2)$$

dV_{UAD}	Volumsänderung im Zeitintervall t
NS_t	Niederschlag im Zeitintervall t
Qx_t^+	Grundwasserzufluss im Zeitintervall t
ND_t^+	Oberirdische Einleitung aus der Neuen Donau bei Str.km 9.75 im Zeitintervall t
Qx_t^-	Grundwasserabfluss im Zeitintervall t
$SH_{out_t}^-$	Oberirdischer Abfluss durch Ausleitung „Schützenhaus“ im Zeitintervall t
$KW_{out_t}^-$	Oberird. Abfluss durch Ausleitung „Schacht Kaiserwasser“ im Zeitintervall t
KG_t^-	Oberirdischer Abfluss in OAD „Kagraner Brücke“ im Zeitintervall t
Ev_t	Verdunstung im Zeitintervall t

Als kleinste zeitliche Auflösung wurde von der GRUPPE WASSER für die Wasserbilanz $t = 1$ Woche gewählt. Für alle weiteren Berechnungen wurden die Daten zu Monatsmittelwerten zusammengefasst.

Niederschlag und Verdunstung: Die Niederschlags- und Verdunstungsdaten basieren auf den Messungen bei der Station Kagran (von November bis März wird die Verdunstung nicht gemessen). Die

Niederschlags- und Verdunstungsfracht wurde auf die Gesamtfläche der Alten Donau (1 512 000 m² bei einem Wasserstand von 156.5 m ü. A.) bezogen bzw. anteilmäßig auf die OAD und UAD aufgeteilt. Bei einem Wasserstand von 156.65 m ü. A. sind das für die OAD 37.4% und für die UAD 62.6%.

Unterirdischer Zufluss: Der unterirdische Zufluss über das Grundwasser ist in der OAD auf den Bereich Q1+4+10 beschränkt, der größtenteils über den Umweg des Wasserparks bzw. direkt von der Neuen Donau durch beidseitiges Umströmen des Wasserparks in die OAD gelangt (Abb. 2-1). Dieser von der GRUPPE WASSER bestimmte Zustrombereich wurde nach Validierung der Wasserbilanz anhand der Chloridbilanz für die vorliegende Studie weiter aufgetrennt. In weiterer Folge wird der Zustrombereich durch den Damm als Q1+4+10A und der beidseitige Umströmungsbereich als Q1+4+10B bezeichnet (vgl. Abb. 2-2 und Kap. 2.2). In der UAD erfolgt der GW-Zustrom über die Bereiche Q21, Q22, Q23.

Unterirdischer Abfluss: In der OAD und UAD werden jeweils drei Abflussbereiche getrennt ausgewiesen. Die UAD entwässert ausschließlich ins Hinterland (Q7 bis Q9). In der OAD gibt es neben den beiden linksufrigen Abflussbereichen (Q5 und Q6) den Bereich „Sperrbrunnen“ der Altlastensicherung Bruckhausen, wo es durch die Sperrbrunnen zu einer Grundwasserabsenkung zwischen Alter und Neuer Donau kommt.

Oberirdischer Abfluss: Im Zuge des Wassertausches der Alten Donau erfolgt eine Einleitung von Wasser aus der Neuen Donau bei Str.km 9.75 (ND), das von der UAD in die OAD fließt und über den Wasserpark (WP) ausgeleitet wird. Ist in dieser Phase eine Dotation der Lobau möglich, kann ein Teilstrom über das Schützenhaus (SH) geführt werden. Während der Absenkphase im Frühjahr wird aus der UAD entweder bei der Ausleitung Schützenhaus (SH) oder über den Schacht beim Kaiserwasser (KW) abgeleitet (Datenquelle: MA 45). Für den kleinräumigen Bereich im Kaiserwasser wurde von DWS HYDRO-ÖKOLOGIE angenommen und von der GRUPPE WASSER bestätigt, dass in jenen Zeiträumen, in denen die Ableitung den Zustrom Q21 übersteigt, der Zustrom durch das ausgeleitete Volumen kompensiert wird (Zustrom wird null gesetzt, das ausgeleitete Volumen wird entsprechend vermindert und mit diesem Delta V weitergerechnet). Ist hingegen das ausgeleitete Wasservolumen kleiner als der unterirdische Zustrom Q21, wurde die Ausleitung null gesetzt und der Zustrom um diese Größe reduziert. Eine ähnliche Situation ist im Zustrombereich Q1+4+10 in der OAD während des Wassertausches gegeben, sodass dieselben Überlegungen angewandt wurden. Außerhalb der Absenkung und des Wassertausches wird überdies zur Basisdotation des Hebergrabens ständig ein geringer Volumensstrom über das Schützenhaus ausgeleitet.

Oberirdischer Abfluss/Zufluss: Für die getrennte Berechnung der Bilanzen für die OAD und UAD war es notwendig das Bilanzglied „Kagraner Brücke“ (KG) zu definieren, das den oberirdischen Zustrom von Wasser aus der UAD in die OAD erfasst. Während der Absenkung der Alten Donau kann sich der „Zustrom von UAD in OAD“ auch umkehren, sodass es vorübergehend zu einem „Zustrom von OAD in UAD“ kommt. In den nachfolgenden Bilanzen ist dieses Bilanzglied – entsprechend seiner überwiegenden Strömungsrichtung – in der UAD aber stets abstromseitig und in der OAD immer zustromseitig angeführt (bei umgekehrter Strömungsrichtung wurde nur das Vorzeichen geändert).

Volumsänderung: Die monatliche Änderung des Volumens wurde als Differenz der Volumina zu Monatsende berechnet:

$$dV = V_{t+1} - V_t \quad (3)$$

Die Volumina wurden von der GRUPPE WASSER zur Verfügung gestellt, wobei als Startvolumen (Anfang 2008) für die Alte Donau 3.72 Mio. m³ und differenziert für die OAD 1.40 Mio. m³ und für die UAD 2.33 Mio. m³ angegeben wurden.

2.2 Chloridbilanz

Grundlage für diese und die weiteren Stoffbilanzen sind Daten, die im Rahmen des Monitorings, des Wassertausches der Alten Donau und des Wasserparcs und der Absenkung Alte Donau in den Jahren 2008 bis 2012 erhoben wurden (Donabaum *et al.* 2006, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013; Donabaum & Riedler 2008, 2010, 2011; Riedler & Donabaum 2009, 2010, 2011 2012a, 2012b; Riedler *et al.* 2013; Pall *et al.* 2008, 2009, 2010, 2011a, 2011b). Die Chlorid-Stoffbilanz für die OAD und UAD wurde für den Zeitraum 2008–2012 nach folgenden Gleichungen erstellt:

$$dC_{OAD} = C_{NS-t} + C_{Q1-t} + C_{KG-t} - C_{Q5-6-t} - C_{SB-t} \quad (4)$$

dC_{OAD} Änderung der Chlorid-Konzentration im Zeitintervall t
 C_{NS-t} Chlorideintrag über den Niederschlag im Zeitintervall t
 C_{Q1-t} Chlorideintrag über das Grundwasser im Zeitintervall t
 C_{KG-t} Chlorideintrag über die UAD „Kagrner Brücke“ im Zeitintervall t
 C_{Q5-6-t} Chloridaustrag über das Grundwasser im Zeitintervall t
 C_{SB-t} Chloridaustrag über die Sperrbrunnen im Zeitintervall t
 C_{WP-t} Chloridaustrag über den Wasserpark im Zeitintervall t

$$dC_{UAD} = C_{NS-t} + C_{Q21-23-t} - C_{Q7-9-t} - C_{QSH-t} - C_{QKW-t} - C_{KG-t} \quad (5)$$

dC_{UAD} Änderung der Chlorid-Konzentration im Zeitintervall t
 C_{NS-t} Chlorideintrag über den Niederschlag im Zeitintervall t
 $C_{Q21-23-t}$ Chlorideintrag über das Grundwasser im Zeitintervall t
 C_{ND-t} Chlorideintrag über die Neue Donau im Zeitintervall t
 C_{Q7-9-t} Chloridaustrag über das Grundwasser im Zeitintervall t
 C_{SH-t} Chloridaustrag über die Ausleitung „Schützenhaus“ im Zeitintervall t
 C_{KW-t} Chloridaustrag über die Ausleitung „Schacht Kaiserwasser“ im Zeitintervall t
 C_{KG-t} Chloridaustrag in die OAD „Kagrner Brücke“ im Zeitintervall t

Als kleinste zeitliche Auflösung wurde $t = 1$ Monat gewählt. Der Zeitpunkt der errechneten Konzentrationsänderung in der OAD und UAD wurde mit Monatsende festgesetzt.

Chloridkonzentration in der OAD und UAD: Die Chlorid-Konzentration in der Alten Donau wurde einerseits auf Basis der tatsächlichen Messwerte dargestellt, andererseits als Bilanz von Ein- und Austrägen berechnet. Messreihen für Chlorid wurden im Rahmen des Monitorings bzw. der begleitenden Untersuchungen während des Wassertausches und der Absenkung in der Alten Donau erhoben. Für die OAD wurden monatliche Mittelwerte aus den Messpunkten 4o und 5o sowie aus den nur während der Absenkphasen 2008-2010 beprobten Uferstandorte U8, U10 und U12 und dem während des Wassertausches untersuchten Zusatzpunkt ZP3 berechnet. Die Messwerte der Tiefenprobe 5u wurden nicht berücksichtigt, da das Birner Loch an der gesamten OAD nur einen Flächenanteil von < 1% hat. Die monatlichen Chloridkonzentrationen in der UAD entsprechen Mittelwerten aus den Oberflächen- und Tiefenproben des Hauptpunktes 1, des Messpunktes 3o sowie der Uferpunkte U4 und U6 (Absenkung 2008-2010) bzw. der Zusatzpunkte ZP1 und ZP2 (Wassertausch). In folgenden Monaten fanden keine Untersuchungen in der Alten Donau statt: Jän 2008, Feb/Dez 2009, Feb 2010, Jän/Dez 2011 und Dez 2012 – die fehlenden Chloridkonzentrationen wurden mittels Interpolation berechnet.

Vom Punkt 6 (KW) liegen zwar Messdaten für den gesamten Zeitraum vor, diese wurde jedoch aufgrund des vergleichsweise geringen Volumens und der isolierten Lage des Kaiserwassers bzw. des höheren trophischen Niveaus für die Stoffbilanz der Alten Donau nicht herangezogen.

Chloridkonzentration im zufließenden Grundwasser: in der OAD existiert als einziger Zustrombereich jener über bzw. um den Wasserpark, ausgewiesen in Abb. 2-1 als Q1+4+10 bzw. in Abb. 2-2 als Q1+4+10A und Q1+4+10B. Für die Berechnung der Chlorid-Bilanz wurde das über den Schotterdamm in die OAD zuströmende Wasser den Freiwasserkonzentrationen im Wasserpark gleichgesetzt. Für die beidseitige Umströmung des Schotterdamms wurden, in Ermangelung rechtsufrig gelegener Sondendaten, nur die Konzentrationen der linksufrigen Grundwassersonde 21-103 herangezogen. Eine Aufteilung des Grundwasserdurchflusses im Verhältnis 2:3 auf den Schotterdamm (Q1+4+10A) und den Umströmungsbereich (Q1+4+10B) lieferte jedenfalls plausible Werte. Die getroffene Festlegung unterscheidet sich allerdings von jener, die für die Stoffbilanz 2003–2005 angewandt wurde (vgl. Kap. 3.7). Den Zustrombereichen in der UAD wurden die in den Grundwassersonden 22-207 und 22-73 erhobenen Chlorid-Gehalte zugeordnet. Die Chlorid-Konzentrationen im Wasserpark (Punkt 7) wurden entweder im Rahmen des Monitoringprogrammes Alte Donau oder für die Beweissicherung „Wassertausch Wasserpark“ erhoben, sodass 2-wöchentliche oder zumindest monatliche Messwerte vorliegen (Lücken in der Datenreihe wurden mittels Interpolation ausgeglichen). Die Untersuchungen der Grundwassersonden waren Teil der Beweissicherung „Absenkung Alte Donau“ und waren folglich auf das Frühjahr konzentriert. In den Jahren 2008 bis 2010 wurden jeweils 4 Messungen zwischen Ende März bzw. Anfang April bis Juni durchgeführt. 2011 und 2012 erfolgte neben den Beprobung im Frühling (April und Mai), eine Erhebung im Juli sowie eine weitere im Oktober. Tendenziell wurden im Herbst niedrigere Chloridgehalte in den Grundwassersonden gemessen, wie sich die jährliche Variabilität gestaltet, kann daraus allerdings nicht plausibel abgeleitet werden. Folglich wurde für jedes Jahr ein Mittelwert aus allen Beprobungsterminen berechnet, wobei alle Termine gleich gewichtet wurden.

	Zustrom Grundwasser	Datenquelle
OAD	Q1+4+10A	Punkt 7
OAD	Q1+4+10B	S 21-103
UAD	Q21+Q22	S 22-207
UAD	Q23	S 22-73

Chloridkonzentration im abfließenden Grundwasser: Für das abströmende Grundwasser wurden in der UAD zwei Bereiche unterschieden: dem Abschnitt Q7 wurde eine mittlere Chlorid-Konzentration berechnet aus den Oberflächen-Messungen beim Punkt 3 sowie beim Zusatzpunkt ZP1 zugeordnet. Stromabwärts erfolgten Erhebungen nur an der Probenstelle 1, die Ergebnisse aus den Oberflächen- und Tiefenproben wurden folglich den Abschnitten Q8 und Q9 zugewiesen. In der OAD wurde der Abstrombereich Q5 mit den Analyseergebnissen des Messpunktes 5o sowie des Zusatzpunktes ZP3 verschnitten und der Abstrombereich Q6 mit 4o. Für das rechtsufrig abfließende Grundwasser im Bereich der Sperrbrunnenkette Altlasten Bruckhausen wurde die Chloridkonzentration aus allen

Hauptprobenpunkten der OAD sowie den rechtsufrig liegenden Uferpunkten (4o, 4u, 5o, U8, U10, U12) gemittelt. Eine versuchsweise Gewichtung der Abstrombereiche „Hofbauer“ und „Birner Loch“ ergab keine Verbesserung der Bilanz.

	Abstrom Grundwasser	Datenquelle
OAD	Q5	5o, ZP3
OAD	Q6	4o
OAD	Sperrbrunnen	4o, 5o, U8, U10, U12
UAD	Q7	3o, ZP1
UAD	Q8+Q9	1o, 1u

Eintrag durch oberirdische Einleitung: zur Durchführung des Wassertausches der Alten Donau wird diese aus der Neuen Donau dotiert. Das Wasser fließt in Höhe von Str.km 9.75 über das Einlaufbauwerk in die Untere Alte Donau, rinnt stromauf in die Obere Alte und wird über den Wasserpark wieder ausgeleitet. Ist in diesem Zeitraum eine Dotation der Oberen Lobau möglich, kann ein Teilstrom über das Schützenhaus ausgeleitet werden (siehe unten). Die Chlorid-Konzentrationen für das zuströmende ND-Wasser stammen aus wöchentlichen bzw. 2-wöchentlichen Analysen bei Str.km 9.75 bzw. aus dem Monitoring bei Str.km 9.9.

Austrag durch oberirdische Ableitungen: kann während der Absenkung oder des Wassertausches die Obere Lobau dotiert werden, wird Wasser beim Schützenhaus aus der UAD abgeleitet. Davon abgesehen erfolgt die ständige Ausleitung einer geringen Wassermenge zur Basisdotation des Hebergrabens. Für diesen Weg wurden für die mittleren, monatlichen Chlorid-Konzentrationen die Analysenergebnisse vom Hauptprobenpunkt 1 (oben und unten) herangezogen. Sind die Grenzwerte für die Dotation der Oberen Lobau überschritten, wird im Zeitraum der Absenkung über das Kaiserwasser ausgeleitet, die relevanten Untersuchungsstellen sind dann 3o, ZP2 sowie die Uferpunkte U4 und U6. Um das Wasser in der Alten Donau auszutauschen erfolgt im Rahmen dieses Projektes eine Ausleitung über den Wasserpark. Der in der OAD für die Berechnung der Chloridgehalte verwendete Messpunkt ist 5o.

Oberirdischer Zustrom von UAD in OAD: werden keine wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in der Alten Donau umgesetzt erfolgt ein dauernder Überstrom von der UAD in die OAD. Für dieses Bilanzglied wird der mittlere Messwert der Punkte 3o und dem Uferpunkt U6 verwendet. Während der Absenkung der Alten Donau kann es vorübergehend zu einer Umkehr dieses Volumensstroms kommen. In diesem Fall werden für den Zustrom aus der OAD in die UAD die Untersuchungsergebnisse beim Standort 4 herangezogen.

Eintrag über den Niederschlag: Über <http://www.nilu.no/projects/ccc/> wurde die chemische Zusammensetzung von Niederschlagswasser an der Messstelle Illmitz – als nächstgelegene Station – abgerufen. Zum Zeitpunkt der Berichtserstellung waren auf der angegebenen Website nur Daten bis einschließlich 2009 abrufbar. Zur Berechnung der monatlichen Chlorideinträge der Jahre 2010 bis 2012, musste deshalb auf die Monatsmittel der Jahre 2008 und 2009 zurückgegriffen werden.

	Zu- und Abstrom oberirdisch	Datenquelle
OAD Zustrom	aus UAD (Kagranerbrücke)	3o, U6
OAD Abstrom	Wasserpark	5o
<i>OAD Abstrom</i>	<i>in UAD (Kagranerbrücke)</i>	<i>4o</i>
UAD Zustrom	ND	ND Str.km 9.75
<i>UAD Zustrom</i>	<i>aus OAD (Kagranerbrücke)</i>	<i>4o</i>
UAD Abstrom	in OAD (Kagranerbrücke)	3o, U6
UAD Abstrom	über Wehr Schützenhaus in Obere Lobau	1o, 1u
UAD Abstrom	über Kaiserwasser	3, ZP2, U4, U6

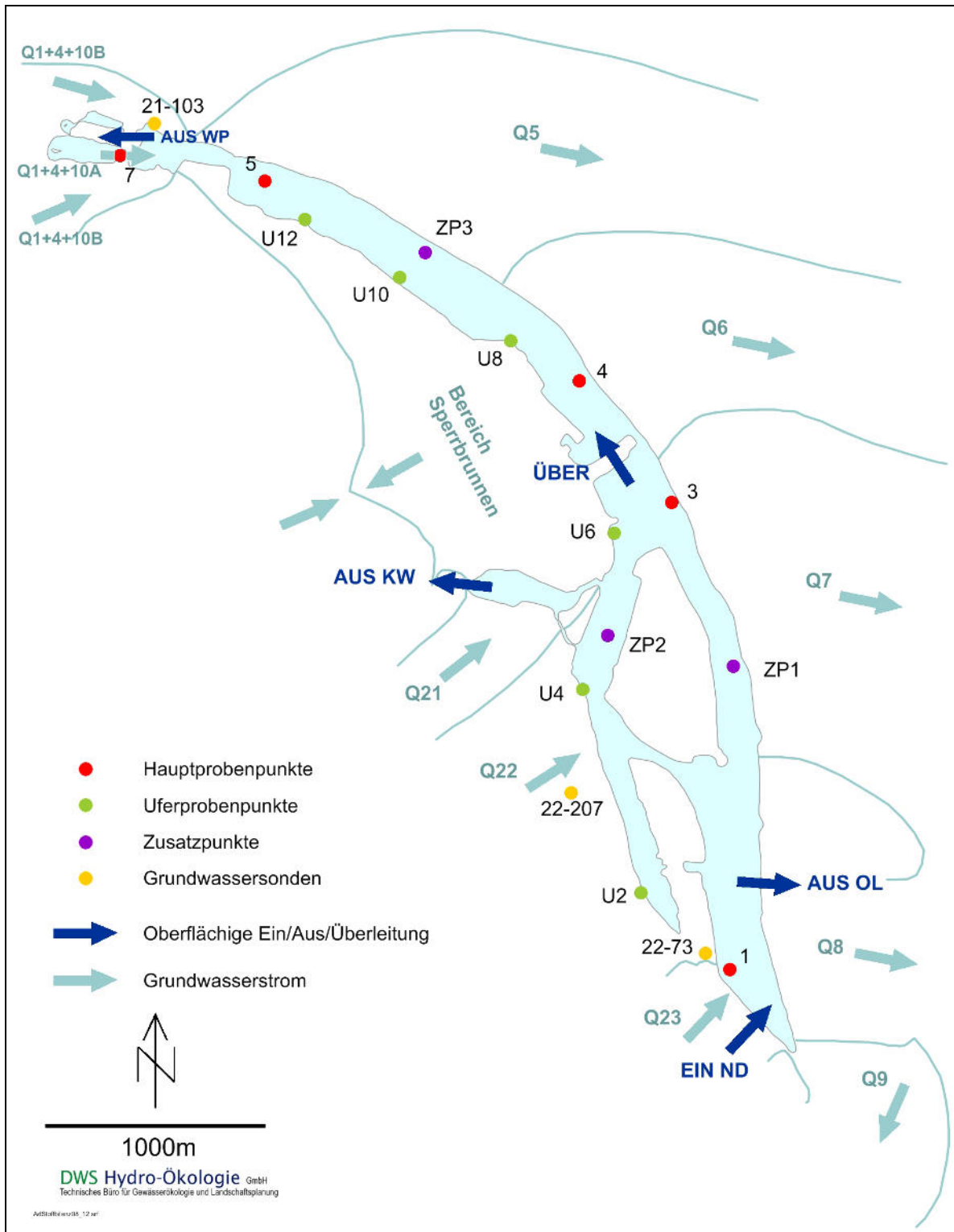


Abb. 2-2 Messstellenplan mit Angabe der Freiwasserprobenstellen in der Alten Donau: Hauptpunkte (1, 4, 5) bzw. Probenstelle 7 im Wasserpark (rote Punkte), Uferpunkte U2 bis U12 (grüne Punkte) und Zusatzpunkte ZP1–ZP3 (violette Punkte). Zusätzlich sind die Grundwassereinstrombereiche in der OAD Q1+4+10A, Q1+4+10B sowie in der UAD Q21, Q22, Q23 und die Grundwasserabstrombereiche Q5, Q6, Sperrbrunnen (OAD) sowie Q7, Q8, Q9 (UAD) eingezeichnet (hellblaue Pfeile). Die für die Einstrombereiche relevanten Grundwassersonden S 21-103 im Bereich des Wasserparks sowie 22-207 und S 22-73 (UAD) sind ebenfalls enthalten (gelbe Punkte). Mit blauen Pfeilen sind die oberirdischen Ströme eingezeichnet: Einleitung aus der Neuen Donau, Ausleitung in die Obere Lobau und das Kaiserwasser, Überleitung von UAD in OAD und Ausleitung über den Wasserpark.

2.3 Phosphorbilanz

Die Phosphor-Stoffbilanz wurde zunächst im gleichen Detailgrad erstellt wie jene für Chlorid. Als weitere Bilanzglieder wurden der Phosphor-Eintrag über Badegäste, Wasservögel, den herbstlichen Laubfall sowie der Input durch das Anfüttern von Friedfischen berücksichtigt. Sämtliche gewässer-internen Prozesse, wie die Aufnahme durch Makrophyten, die Sedimentation und Rücklösung aus dem Sediment sowie die Umwandlungen im Freiwasser, können aufgrund ihrer Komplexität und zu großen Unsicherheiten in ihrer Abschätzung nicht aufgetrennt werden. Aus der Differenz zwischen den tatsächlich im Freiwasser gemessenen P-Konzentrationen und den bilanzierten Ein- und Austrägen ergibt sich somit die Summe der gewässerinternen P-Umsetzungsprozesse.

Die Aufstellung der Ein- und Austräge berücksichtigt folgende Bilanzglieder:

- Einträge:* Niederschlag, Grundwasser, Einleitung aus der Neuen Donau (UAD), Badegäste, Wasservögel, Fütterung, Laubfall (für die OAD: Eintrag aus der UAD)
- Austräge:* Grundwasser, Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches (für die UAD: Austrag in die OAD), Basisdotations des Hebergrabens

Im Unterschied zur Chloridbilanz, die nur auf im Wasser gelöstem Chlorid basiert, muss bei der Phosphorbilanz in Abhängigkeit von den einzelnen Bilanzgliedern entweder die gelöste Fraktion oder der Gesamtphosphor berücksichtigt werden. So wird für die Grundwasserströme der gelöste Phosphor herangezogen, während für die oberirdischen Ein- und Ausleitungen im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen, für die Überleitung von der UAD in die OAD sowie für die übrigen Bilanzglieder (Niederschlag, Badegäste, Wasservögel, Laubfall) der Gesamtphosphor relevant ist.

Grundwasser: Die 2008 bis 2012 im Grundwasser durchgeführten Phosphormessungen entsprechen hinsichtlich der beprobten Sonden sowie der Untersuchungstermine jenen für Chlorid. Die Phosphor-ein- und -austräge durch das zu- bzw. abfließende Grundwasser wurden daher äquivalent zu den entsprechenden Gliedern der Chloridbilanz berechnet (vgl. Kap. 2.2). Selbiges gilt für den P-Austrag im Bereich der Sperrbrunnenkette der Altlastensicherung Bruckhausen in der OAD. Die berücksichtigten Probenstellen weichen insofern von jenen bei der Chlorid-Bilanz ab, da der gelöste Phosphor nicht bei den Zusatzpunkten analysiert wurde.

Oberirdische Ableitungen: Der Phosphoraustrag durch die im Rahmen der Absenkung im Frühling durchgeführten Ausleitungen beim Schützenhaus bzw. Kaiserwasser wurde für die Bilanz in der gleichen Weise berechnet wie die Chloridfrachten (vgl. Kap. 2.2). Ebenso erfolgten die Kalkulationen für die Dotation aus der Neuen Donau und die damit verbundenen Ausleitungen in die Lobau (Schützenhaus) und in den Wasserpark während des Wassertausches.

Oberirdischer Zustrom von UAD in OAD: Die aus der UAD in die OAD transportierte Phosphorfracht – bzw. die vorübergehende Umkehr während der Absenkung – wurde übereinstimmend zur Chloridfracht berechnet (vgl. Kap. 2.2).

Niederschlag: Zum Phosphoreintrag über den Niederschlag in die Alte Donau liegen keine aktuellen Daten vor. Es wurden daher die Phosphorkonzentration aus Humpesch (1997) mit $15 \mu\text{g L}^{-1}$ herangezogen.

Badende: Angaben über die Anzahl der Badegäste in der Alten Donau wurden von der MA 44 zur Verfügung gestellt. Konkrete Zahlen gibt es allerdings nur für die von der Stadt Wien verwalteten Bäder, nämlich das „Gänsehäufel“, das „Strandbad Alte Donau“ und das „Angelibad“. Um die geschätzte Gesamtzahl der Badegäste pro Saison auf die übrigen Bäder in der OAD („Bundesbad“, „Club Danube“) und UAD („Polizeibad“) aufzuteilen, wurden Daten aus dem Nutzungskonzept der Alten Donau (Hozang 2008) berücksichtigt. Zur Abschätzung der durch Badende eingebrachten P-Menge wurde ein mittlerer Eintrag von 94 mg P pro Tag und Person angenommen (Schulz 1981). Diese Untersuchung wurde in Auftrag gegeben, um den P-Eintrag in die Badegewässer Wiens abschätzen zu können und ist seither Grundlage für alle Trophie-Modelle in der Neuen Donau. Eine umfassende Literaturrecherche ergab keine weiteren für die Alte Donau geeigneten Angaben zum P-Eintrag durch Badegäste, vielmehr gibt es eine Vielzahl von Studien über Badegewässer und Schwimmteiche, in denen ebenfalls auf die von Schulz (1981) erhobene Konzentration zurückgegriffen wird (z. B. Göring 2001, Graber 2007, Oschenmann 2006, Spieker 2003). Unter der Annahme, das rund 0.9 g Phosphor pro Einwohner und Tag mit dem Harn ausgeschieden werden (mündl. Mitt. M. Zessner, TU-Wien), scheinen allerdings die von Schulz berechneten 94 mg P pro Tag und Person, das entspricht ca. 10%, zumindest größenordnungsmäßig plausibel.

Wasservögel: Die Abschätzung des Wasservogelbestandes erfolgte basierend auf den Erhebungen von Raab (2002) und Dovrak (2003). Mandl & Sampl (unveröffentl. Projektstudie 2004) nehmen pro Wasservogel einen durchschnittlichen P-Eintrag von 0.15 kg pro Jahr an. Stammt die Nahrung ausschließlich aus der Alten Donau würde es sich genau genommen, um keinen zusätzlichen Eintrag handeln, eine solche Annahme lässt sich allerdings weder untermauern noch ausschließen.

Fütterung: Die Vertreter der Fischer (Österr. Fischereigesellschaft, Pächter an der Alten Donau) geben an, dass zwischen 10 und maximal 40 Fischer pro Tag an der Alten Donau angeln, von denen allerdings nur die Hälfte auf Friedfischfang ist, also anfüttert. Die Fischereiordnung für die Alte Donau besagt, dass „das Anfüttern nur mit vorwiegend pflanzlichen Produkten im Größtausmaß von zwei Handvoll bei Antritt der Fischerei erlaubt ist“, das entspricht schätzungsmäßig einer Menge von rund 0.25 kg. Futtermaterialien auf pflanzlicher Basis enthalten in etwa 5 g Phosphor kg^{-1} (Maly, unveröffentl. Studie). Weiteres wird angenommen, dass an 120 Tagen des Jahres geangelt wird, davon schwerpunktmäßig von Frühling bis Herbst, und sich die Angelplätze gleichmäßig auf die OAD und UAD verteilen. Darüber hinaus wurde von Fischern der Alten Donau der Hinweis geäußert, dass „Wasservögel weitaus mehr gefüttert werden und selbst Karpfen von Passanten mit Futter angelockt werden“. Da zu diesem Aspekt freilich überhaupt keine quantitativen Angaben vorliegen, wurde diese Eintragsquelle in der Bilanz nicht berücksichtigt (vgl. Kap. 3.5).

Laub: der P-Eintrag über den herbstlichen Laubfall konnte ebenfalls nur größenordnungsmäßig abgeschätzt werden, da hierzu in der Literatur sehr widersprüchliche Angaben zu finden sind: Hamm (1978, zit. in LFU 1996) geht für einen geschlossenen Waldbestand von rund 100 bis 300 g m^{-2} (Trockenmasse) Laubstreu aus. Der Phosphorgehalt pro g Streu beträgt nach Bernhardt (1978) rund 2.5 mg, nach Casper *et al.* (1985, zit. in LFU 1996) hingegen nur 0.38 mg g^{-1} . Davon wird wiederum zumeist nur ein kleiner Anteil von 4 bis 21%, bei gewissen Pflanzen bis zu 40% herausgewaschen (Bernhardt 1978). Casper *et al.* (1985, zit. in LFU 1996) geben für diesen Wert als Maximum 5% des

im Blattgewebe gebundenen Phosphors an. Da ein Großteil der Ufer verbaut bzw. durch angrenzende Badewiesen und Schilf baumfrei ist, wurde angenommen, dass nur 0.5% der Gesamtfläche der Alten Donau im Herbst laubbedeckt sind. Einem m² Laub wurde das Trockengewicht von rund 200 g zugeordnet, das wiederum 2.5 mg Phosphor enthält, der zu 5% ausgewaschen wird. Zuletzt wurde davon ausgegangen, dass dieser Prozess zu 20% im Oktober und zu 80% im November stattfindet. Die Aufteilung auf OAD und UAD erfolgte gemäß dem Flächenverhältnis von 37.4% (OAD) und 62.6% (UAD).

2.4 Weitere Bilanzen

2.4.1 Gegenüberstellung der Stickstoffein- und -austräge

Diesem Kapitel wird bewusst nicht der Titel „Stickstoffbilanz“ zugeordnet, da wesentliche Eingangsgrößen für die Erstellung einer N-Bilanz fehlen. Die gesamte gelöste Fraktion (DN) wurde weder im Freiwasser noch in den Grundwassersonden der Alten Donau gemessen. Demgemäß gibt es keine bzw. kaum Informationen über den gelösten organischen Stickstoff und die partikuläre Fraktion. Infolgedessen konnten die Grundwasserströme nur auf Basis der gelösten, anorganischen Stickstoffverbindungen berechnet werden, während bei den oberirdischen Ab- und Überleitungen die Gesamtstickstoffgehalte berücksichtigt wurden.

Wenn im Folgenden nicht anders erwähnt, entsprechen die, den einzelnen Ein- und Austräge zugrunde liegenden Probestermine und Probenstellen, jenen, die bereits in der P-Bilanz berücksichtigt wurden (vgl. Kap. 2.2 und Kap. 2.3). Die weitere Vorgangsweise zur Ableitung der monatlichen Frachten der einzelnen Ein- und Austragsglieder stimmt ebenfalls mit jener zur Berechnung der Phosphorfrachten überein. Analog ergibt sich aus der Differenz zwischen den tatsächlich im Freiwasser gemessenen N-Konzentrationen und den bilanzierten Ein- und Austrägen die Summe der gewässerinternen N-Umsetzungsprozesse.

Folgende Ein- und Austräge wurden berücksichtigt:

- Einträge:* Niederschlag, Einleitung aus der Neuen Donau (UAD), Grundwasser, Badegäste, Wasservögel, Fütterung, Laub (für die OAD: Eintrag aus der UAD)
- Austräge:* Grundwasser, Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches (für die UAD: Austrag in die OAD)

Grundwasser: Die Ein- und Austräge über das Grundwasser basieren ausschließlich auf Basis des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN), also der Summe von Ammonium-Stickstoff, Nitratstickstoff und Nitritstickstoff. Jedoch wurde der Nitritstickstoff im Bilanzierungszeitraum nicht bei den Zusatzpunkten und in den Grundwassersonden gemessen. In früheren Erhebungen (2002–2005) hat sich allerdings gezeigt, dass der $\text{NO}_2\text{-N}$ in den meisten Grundwassersonden von untergeordneter Bedeutung ist. Nur bei der Sonde 22-73 lag der Anteil von $\text{NO}_2\text{-N}$ am DIN bei ca. 10% (MW 2002–2005). Da $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte jedoch deutlich variierten, scheint eine Abschätzung des Nitrits für den Zeitraum 2008–2012 nicht zulässig.

Oberirdische Ausleitungen und Zustrom von UAD in OAD: Für die oberirdischen Zu- und Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches bzw. für die Überleitung aus der UAD in die OAD wurde – äquivalent zur P-Bilanz – der Gesamtstickstoff herangezogen. Keine Messungen des TN erfolgten in den Bilanzjahren 2008–2012 in der Neuen Donau, sodass basierend auf den Daten aus 1996–2006 und dem Verhältnis DIN zu TN eine Abschätzung erfolgte (Faktor: 1.2). In der Alten Donau erfolgten Analysen des TN nur an den Hauptprobenpunkten.

Niederschläge: Konzentrationen für Ammonium- und Nitratstickstoff im Niederschlagswasser wurden von <http://www.nilu.no/projects/ccc/> (Station Illmitz) übernommen.

Badende: Über den Stickstoffeintrag von Badegästen gibt es unterschiedliche Literaturangaben. Wird ein von Gunkel & Jessen (1986) ermittelter Wert von 35 ml Urinabgabe je Badegast zugrunde gelegt, dann werden ca. 0.8 g Harnstoff pro Badegast ins Gewässer eingetragen. Ein aktiver Schwimmer kann jedoch pro Stunde bis zu 1 l Schweiß, das sind 1.5 g Harnstoff, also doppelt soviel in das Gewässer abgeben (Roeske 1980). Wesner (2004) nimmt für die Berechnung von Nährstoffbilanzen in Schwimmteichen einen höheren N-Eintrag, nämlich 1.6 g pro Badegast und Tag an. Letztgenannter Wert wurde auch für den Badebetrieb in der Alten Donau herangezogen. Die Anzahl und Verteilung der Badegäste auf die Sommersaisonen 2008 bis 2012 entsprechen den erhobenen bzw. geschätzten Angaben in Kap. 2.3.

Wasservögel: Da über den Eintrag von Stickstoff durch den Kot von Wasservögeln keine Angaben gefunden wurden, wurde das Verhältnis der Eintragskonzentration Badegast : Wasservogel aus der Phosphorbilanz angewandt (ca. 1:4). Unter dieser Annahme ergibt sich ein durchschnittlicher N-Eintrag von ca. 6.5 g pro Tag und Vogel. Der Wasservogelbestand sowie dessen jahreszeitliche Verteilung wurden mit den in der P-Bilanz verwendeten Ausgangsgrößen gleichgesetzt.

Fütterung: Die Anzahl der Fischer, die Revierverteilung sowie die Futtermenge wurden wie in der P-Bilanz angenommen. Der Stickstoffgehalt wurde aus Angaben für Aquarienfutter abgeleitet: Eiweißgehalt ca. 40%, 100 g Eiweiß enthalten 17 g Stickstoff, die nach der Nitrifikation in 75 g Nitrat umgewandelt werden. Da für die Friedfischfütterung eher Futtermittel auf pflanzlicher Basis verwendet werden, scheint die so ermittelte Stickstoffmenge tendenziell zu hoch. Allerdings ist der Anteil am insgesamt eingetragenen Stickstoff auch mit dieser Berechnung vernachlässigbar gering.

Laub: Für den Stickstoff-Eintrag über Laub wurde zunächst analog zur P-Bilanz angenommen, dass dieser zu 20% im Oktober und zu 80% im November stattfindet sowie die Aufteilung auf OAD und UAD gemäß dem Flächenverhältnis von 37.4% (OAD) und 62.6% (UAD) erfolgt. Weiters wird davon ausgegangen, dass nur 0.5% der Gesamtfläche der Alten Donau im Herbst laubbedeckt sind und einem m² Laub das Trockengewicht von rund 200 g zukommt. Die nachfolgende Abschätzung des Stickstoffgehaltes in den Blättern sowie des Ausmaßes der Auswaschung gestaltete sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Literaturangaben dann ähnlich schwierig wie bei der P-Bilanz. Mehrheitlich wird eine Spanne von 2–6% N in der Pflanzen-Trockenmasse angegeben, Larcher (1984) unterscheidet die einzelnen Pflanzenorgane und gibt für die Blätter von Laubbäumen 1–4% an. Über die Stickstoff-Auswaschung wurden trotz umfangreicher Recherche keine Literaturangaben gefunden. Als pragmatischer Ansatz wurde schließlich ein mittlerer Stickstoffgehalt im Laub von 4% angenommen und eine Auswaschung, die jener des Phosphors entspricht (5%).

2.4.2 Siliziumbilanz

Die Aufstellung der Ein- und Austräge berücksichtigte folgende Bilanzglieder:

- Einträge:* Grundwasser, Einleitung aus der Neuen Donau (UAD), (für die OAD: Eintrag aus der UAD)
- Austräge:* Grundwasser, Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches (für die UAD: Austrag in die OAD), Basisdotations des Hebergrabens

Grundsätzlich entsprach die Vorgangsweise zur Ableitung der monatlichen Frachten jener zur Berechnung der Chloridfrachten, allerdings mussten aufgrund fehlender Messungen einige Werte geschätzt bzw. aus früheren Daten abgeleitet werden: Si-Analysen im Grundwasser wurden nicht durchgeführt, ersatzweise wurden die Mittelwerte der Erhebungen im Zeitraum 2003–2005 herangezogen, an den Zusatzpunkten in der Alten Donau erfolgten keine Messungen des Siliziums im Bilanzierungszeitraum, Angaben für Konzentrationen in Niederschlägen liegen ebenfalls nicht vor und wurden auch nicht berücksichtigt.

2.4.3 Calcium-, Magnesium und Sulfatbilanz

Die Aufstellung der Ein- und Austräge berücksichtigte folgende Bilanzglieder:

- Einträge:* Niederschlag, Grundwasser, Einleitung aus der Neuen Donau (UAD), (für die OAD: Eintrag aus der UAD)
- Austräge:* Grundwasser, Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches (für die UAD: Austrag in die OAD), Basisdotation des Hebergrabens

Die Datengrundlage sowie die Vorgangsweise zur Ableitung der monatlichen Frachten entsprach jener zur Berechnung der Chloridfrachten. Konzentrationen im Niederschlagswasser wurden von <http://www.nilu.no/projects/ccc/> (Station Illmitz) übernommen.

Im Unterschied zur Phosphor- und Stickstoffbilanz wurde der potenzielle Eintrag von Chlorid, Calcium, Magnesium und Sulfat-S über die Badegäste nicht berücksichtigt. Eine Internet-Recherche ergab keine schlüssigen Mengenangaben, überdies wird angenommen, dass diese geochemischen Parameter natürlicherweise in den Wasserströmen in weitaus größeren Konzentrationen auftreten.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Hydrologische Bilanz

3.1.1 Wasserstand und Volumen

Bis gegen Ende der 1970er Jahre war die Alte Donau von starken Wasserstandsschwankungen gekennzeichnet. Von diesem Zeitraum an bis heute hat sich der Pegel auf einem im Vergleich dazu erhöhten mittleren Niveau stabilisiert und auch die jährliche Variabilität fällt mittlerweile geringer aus. Eine deutliche Reduktion der Wasserstandsdynamik ergab sich aus der Fertigstellung der Neuen Donau. Durch den Bau des Entlastungsgerinnes wurde unter anderem das Ausmaß und der zeitliche Zusammenhang von Wasserstandsschwankungen in der Alten Donau mit jenen im Donaustrom selbst verringert. Die markanteste Änderung der Ganglinie geschah schließlich mit dem Bau des Kraftwerks Freudenu, das seit Frühjahr 1996 im Teilstau und seit Ende 1997 im Vollstau betrieben wird. Abb. 3-1 zeigt den Verlauf des Wasserstandes als Jahresmittelwerte sowie die Ausdehnung der Niedrig- und Hochwasserstände von 1958 bis 2014.

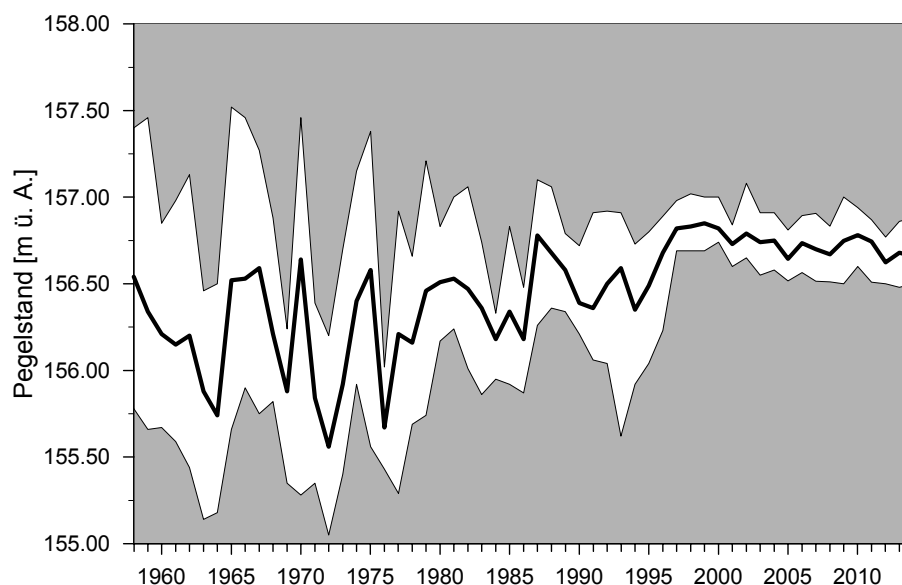


Abb. 3-1 Wasserstand [m ü. A.] der Alten Donau im Zeitraum 1958 bis 2014. Die durchgezogene Linie entspricht den Jahresmittelwasserständen, die weißen Flächen kennzeichnen die Ausdehnung der Niedrig- und Hochwasserstände (1958 bis 2004: Pegel Kagraner Brücke, ab 2005: Pegel Seestern – Datenfernübertragung).

Seit 2002 wird das Projekt „Absenkung Alte Donau“, zur Förderung des Makrophytenwachstums und des Grundwasserzustroms, umgesetzt. Die Wasserspiegelabsenkung ist jeweils auf das Frühjahr (März bis Mai) beschränkt (Tab. 3-1), nach Beendigung der Ausleitungen und der natürlich stattfindenden Aufspiegelung folgt der Pegel großteils – verzögert und gedämpft – der Musterganglinie der Neuen Donau. Abweichungen von der Musterganglinie treten fallweise während der Wassertausches der Alten Donau auf. Diese wasserwirtschaftliche Maßnahme dient der Senkung der pH-Werte bzw. der Erhöhung des Puffervermögens der Alten Donau. Dabei wird Wasser aus der Neuen Donau (beim Seestern) in die Alte Donau eingeleitet und via Wasserpark beim Ausleitungs-

bauwerk Floridsdorf wieder abgeführt. Die Einleitmengen entsprechen den Ausleitmengen, es gibt keinen wesentlichen Einfluss auf den Wasserspiegelverlauf.

Tab. 3-1 Zeitraum der Absenkung und des Wassertausches der Alten Donau in den Jahren 2008 bis 2012.

Jahr	Absenkung		Wassertausch	
Jahr	Zeitraum	Tage	Zeitraum	Tage
2008	05.03.–27.05.	83	08.07.–13.08.	37 (mit Unterbrechung v 5 Tagen)
2009	10.03.–28.05.	79	27.08.–13.11.	78 (mit Unterbrechung v 9 Tagen)
2010	22.03.–27.05.	66	04.11.–06.12.	33
2011	05.04.–30.05.	55	13.09.–28.11.	76
2012	14.03.–30.05.	77	kein Wassertausch	–

In Abb. 3-2 sind die Tagesmessungen des Wasserstandes von 2008–2012 dargestellt. Einen größtenteils vergleichbaren Verlauf lässt die Zeitreihe der Wochenmittel des Volumens – basierend auf der Wasserbilanz – erkennen (Abb. 3-3), nur in der zweiten Jahreshälfte 2012 ergeben sich größere Differenzen (vgl. Kap. 3.7). Die größten Volumensverluste traten in allen fünf Jahren jeweils während der Absenkphasen im Frühling auf. Der Beendigung dieser wasserwirtschaftlichen Maßnahme folgten die maximalen Volumenzuwächse im Zuge der natürlichen Wiederaufspiegelung. Die zweite Jahreshälfte war überwiegend von Volumensverlusten charakterisiert, die neben der erhöhten Verdunstungsrate im Spätsommer vor allem durch den niedrigeren Wasserstand der Neuen Donau bzw. deren Musterganglinie bedingt sind (Abb. 3-4). Volumengewinne sind in diesen Zeiträumen auf den Wassertausch der Alten Donau zurückzuführen.

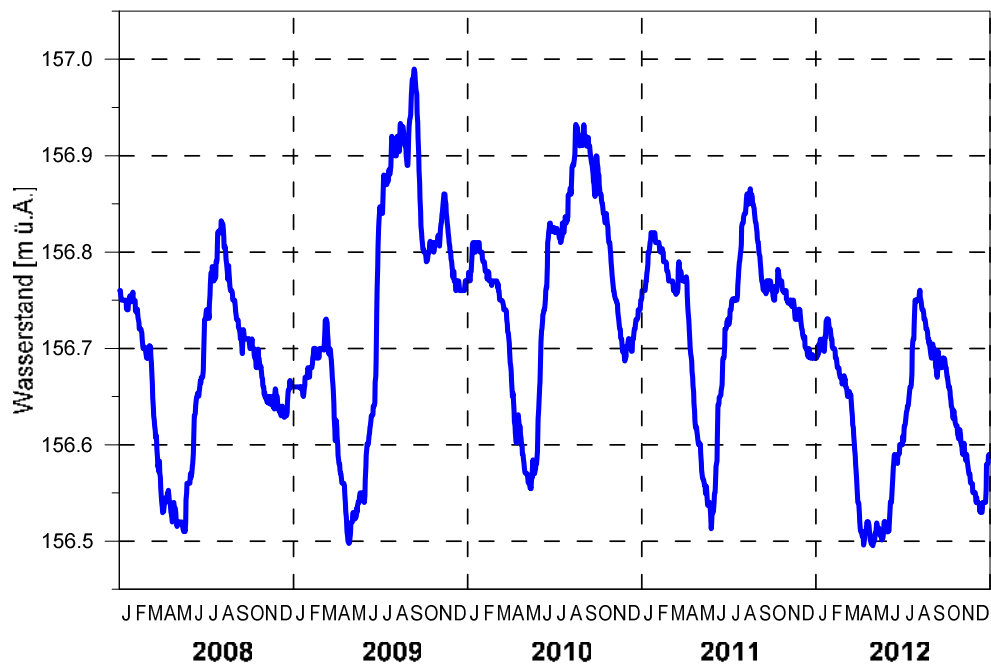


Abb. 3-2 7:00-Uhr-Wasserstand in der Alten Donau im Zeitraum 2008 bis 2012 (Datenfernübertragung See- stern).

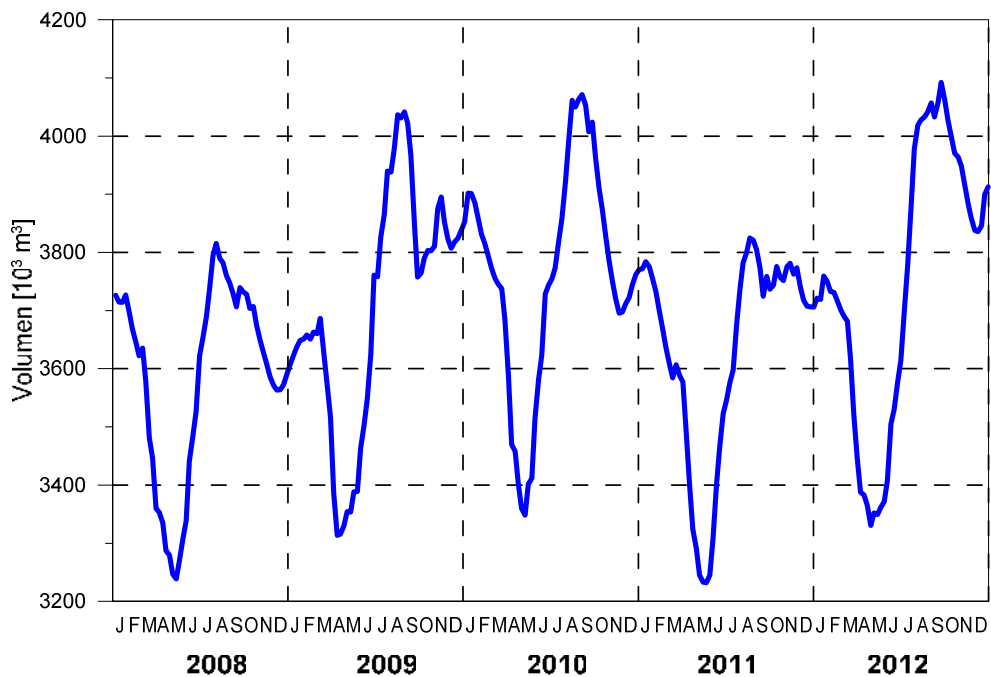


Abb. 3-3 Wochenmittelwerte des Volumens [10^3 m^3] der Alten Donau im Zeitraum 2008 bis 2012.

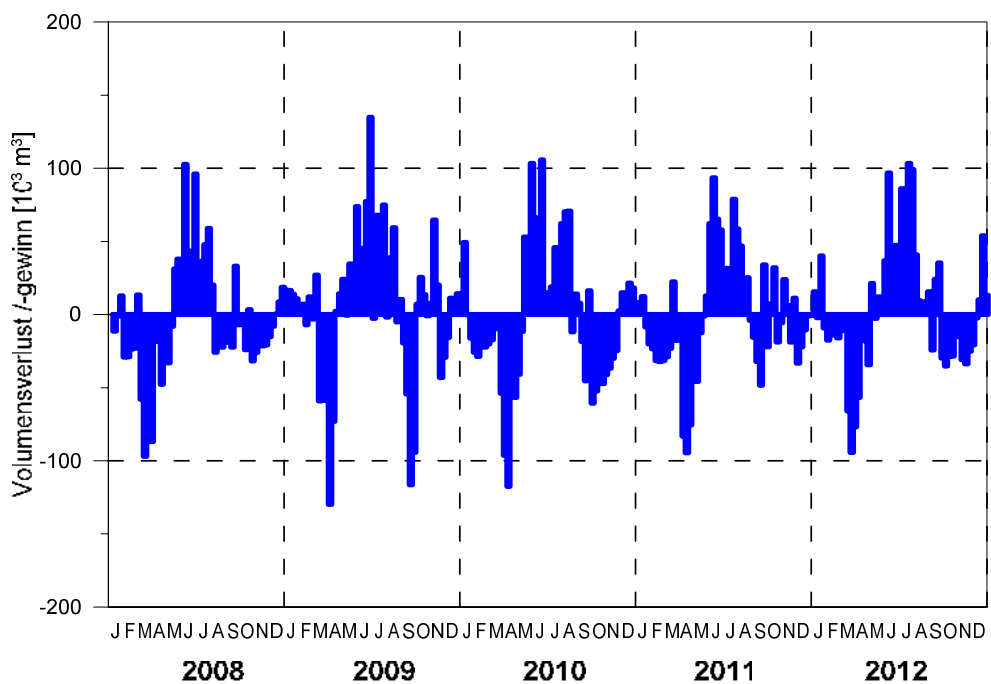


Abb. 3-4 Wöchentliche Verluste und Zugewinne an Volumen [10^3 m^3] im Zeitraum 2008 bis 2012.

3.1.2 Einträge

Die Alte Donau ist Teil eines ehemaligen Hauptarmes der Donau und wurde im Zuge der großen Regulierung (1870–1875) vom Strom abgetrennt. Da keine oberflächigen Zubringer existieren, wird das hydrologische Regime der Alten Donau seither eintragsseitig ausschließlich von Grundwasser und Niederschlägen gesteuert. Neben diesen „natürlichen“ Bilanzgliedern erfolgt während eines Wasser-tausches eine beträchtliche Zufuhr über das oberirdisch eingeleitete Wasser aus der Neuen Donau.

In der **Unteren Alten Donau** ist das wichtigste hydrologische Bilanzglied auf der Eintragsseite der Grundwasserzustrom (Abb. 3-5). Er macht gemittelt über alle fünf Jahre 62% der gesamten Einträge aus. Der größte Grundwasserzufluss fand stets von Mai bis August statt, geringe Mengen wurden im Herbst und Spätwinter dokumentiert. Die Aufteilung auf die definierten Zustrombereiche Q21, Q22 und Q23 ist in der Zeitreihe sehr konstant (Abb. 3-6). Im Mittel gelangen 59% des Grundwassers über den Bereich Q22 in die UAD, 37% über Q23 und 4% über Q21 (vgl. Abb. 2-1 und Abb. 2-2). Während der Absenkungsphase, im Zeitraum März bis Mai, wurde angenommen, dass sobald die Ableitung über den Schacht beim Kaiserwasser den Zustrom Q21 übersteigt, der Zustrom vom Kaiserwasser Richtung Alte Donau gegen null geht, da Q21 zur Gänze in den Schacht Kaiserwasser abgezogen wird (vgl. Kap. 2.1 *Oberirdischer Abfluss*).

Seit dem Jahr 2006 gibt es in der UAD ein weiteres eintragsseitiges Bilanzglied, nämlich das während des Wassertausches oberflächlich eingeleitete Wasser aus der Neuen Donau. Fand diese wasserwirtschaftliche Maßnahme in den Jahren 2008 bis 2012 statt, lag der monatliche Prozentanteil „Einleitung ND“ zwischen 24 und 88%. Da der Wassertausch aber meist nur auf 2 bis 3 Monate beschränkt war und 2012 überhaupt nicht durchgeführt wurde, umfasst der mittlere Anteil aller 5 Jahre nur 31%.

Im Vergleich zum Grundwasser und der Einleitung aus der Neuen Donau spielt in der Unteren Alten Donau die über den Niederschlag eingetragene Wasserfracht nur eine untergeordnete Rolle (Abb. 3-5). Gemittelt über die Jahre 2008 bis 2012 wird die UAD nur zu 7% über den Niederschlag gespeist. Die größten Niederschlagsmengen fielen im beobachteten Zeitraum überwiegend in den Frühlings- und Sommermonaten. Aber erst wenn auch die anderen Bilanzglieder an Bedeutung verlieren, reichen die Niederschlagsmengen aus, um den Anteil zu maximieren, beispielsweise im September 2010 mit 22%.

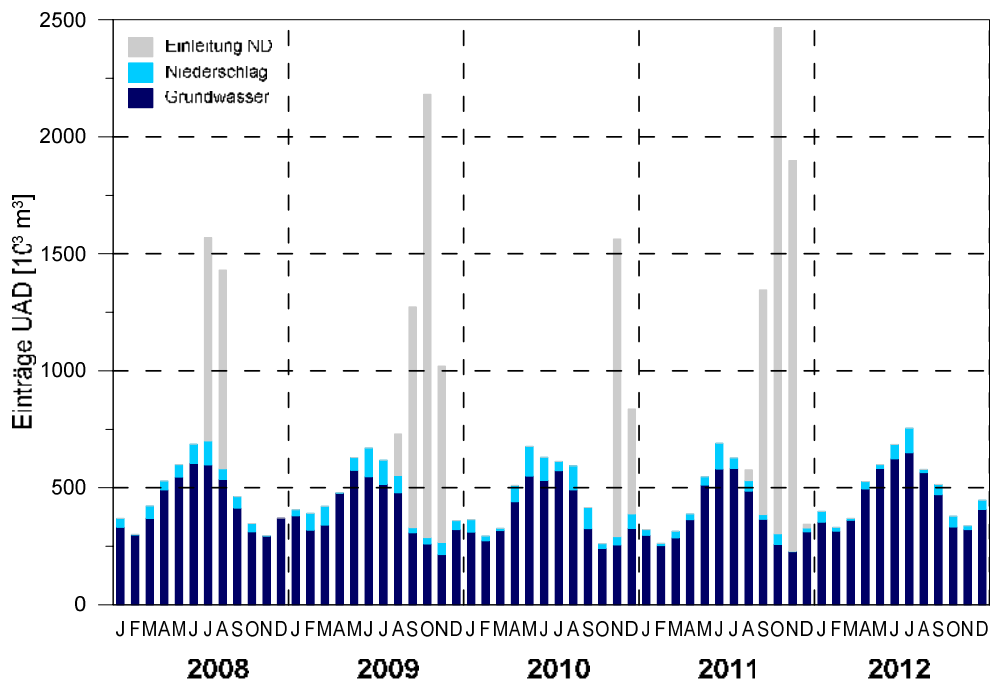


Abb. 3-5. Monatliche Wasserfrachten [10^3 m^3] in die Untere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern Einleitung aus der Neuen Donau, Niederschlag und Grundwasserzustrom.

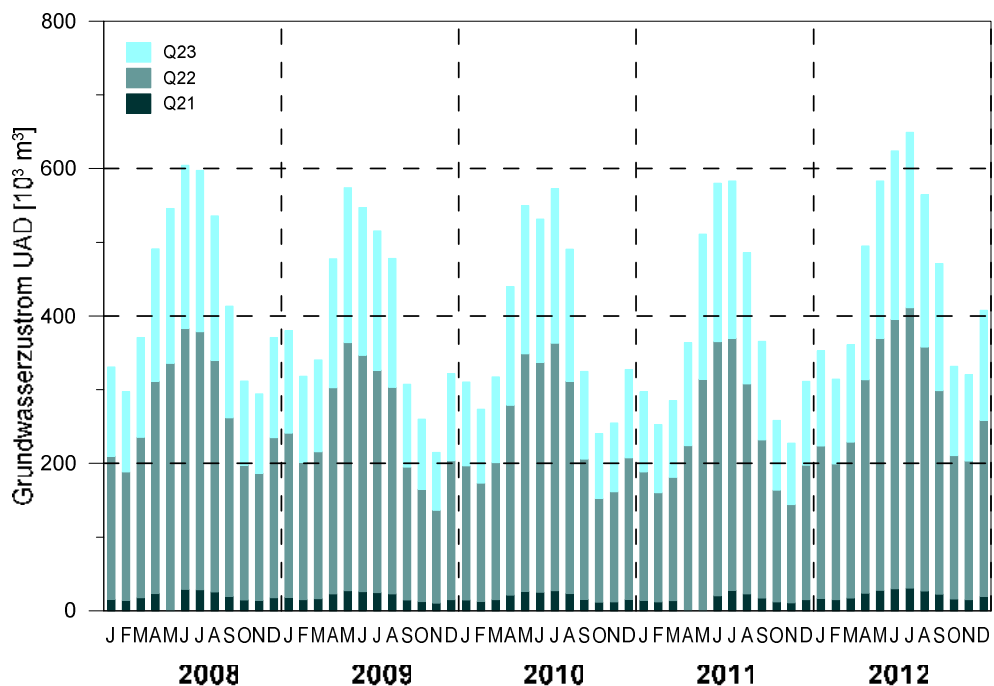


Abb. 3-6 Monatliche Grundwassereinträge [10^3 m^3] in die Untere Alte Donau, aufgeschlüsselt in die drei definierten Zustrombereiche Q21, Q22, Q23 (während der Absenkphase wird der Zustrom bei Q21 durch die Ausleitung kompensiert; Erklärung im nachstehenden Text bzw. in Kap. 2.1).

In der **Oberen Alten Donau** gibt es neben dem Grundwasserzustrom und dem Niederschlag ebenfalls ein weiteres Bilanzglied auf der Eintragsseite, nämlich den oberirdischen Zufluss von der UAD in die OAD (Abb. 3-7). Dieser wird maßgeblich von den Einleitungen im Rahmen des Wassertausches

gesteuert, da ein Großteil des aus der Neuen Donau in die UAD dotierten Wassers stromauf über die OAD geführt wird.

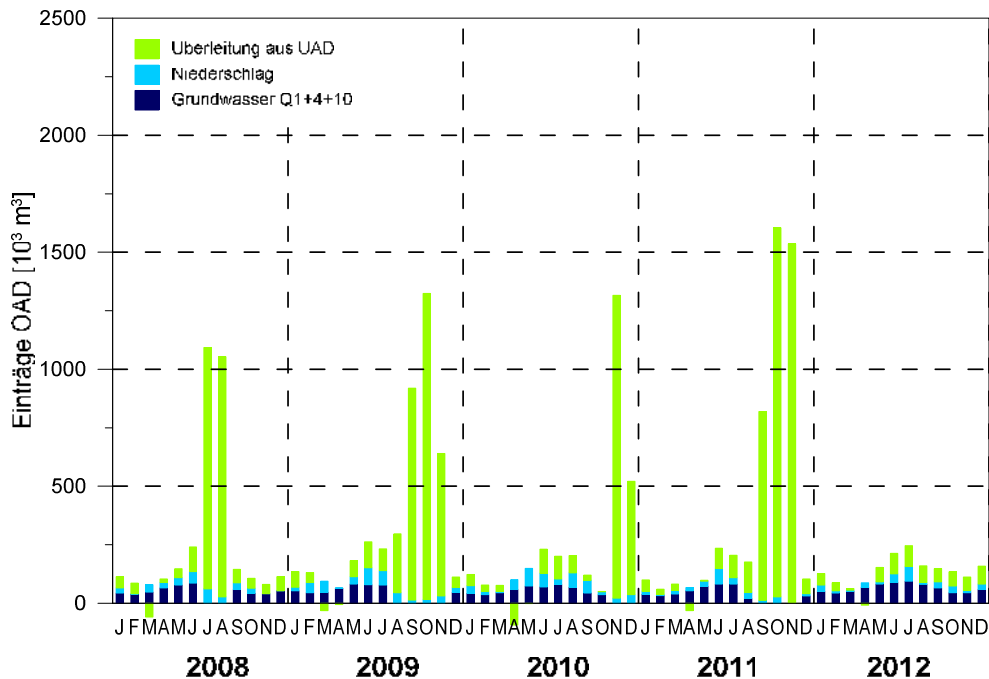


Abb. 3-7 Monatliche Wasserfrachten [10^3 m^3] in die Obere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den drei Bilanzgliedern Niederschlag, Grundwasserzustrom Q1 (bestehend aus Q1A und Q1B) sowie der Überleitung aus der UAD.

Unabhängig von dieser wasserwirtschaftlichen Maßnahme besteht ein weiterer wesentlicher Unterschied im hydrologischen Regime der UAD und OAD: nämlich der signifikant geringere Grundwasserzustrom der OAD. Mit 21 000 bis 94 000 m^3 beträgt der monatliche Grundwassereintrag in die OAD nur etwa 1/7 von jenem in die UAD. Dieser geringe Anteil ist zwar auch im kleineren Volumen der OAD begründet, liegt aber größtenteils daran, dass durch die Altlastensicherung Bruckhausen und den Betrieb der Sperrbrunnenkette faktisch kein unterirdischer Zustrom am gesamten rechten Ufer der OAD gegeben ist. Der einzige Bereich, wo Grundwasser in die OAD gelangt, ist das Gebiet um den Wasserpark (Q1+4+10), wobei einerseits das Wasser aus dem Wasserpark direkt durch den Schotterdamm in die OAD dringt (Q1+4+10A), andererseits meist eine beidseitige Umströmung stattfindet (Q1+4+10B, vgl. Kap. 2.1 und Kap. 2.2). Der Grundwassereintrag liegt gemittelt über die Jahre 2008 bis 2012 bei 16% der gesamten in die OAD strömenden Wasserfrachten. Einen höheren Anteil hat dagegen jene Menge, die von der UAD im Bereich der Kagraner Brücke oberirdisch in die OAD fließt. Saisonal stärker schwankend, in Abhängigkeit vom Grundwasserzustrom der UAD und maßgeblich beeinflusst vom Wassertausch, liegen diese Überleitungen zwischen 1 und knapp $1600 \times 10^3 \text{ m}^3$ pro Monat, bei einem mittleren relativen Anteil von 75% am Gesamteintrag. Nur während der Wiederaufspiegelung nach der Absenkung im Frühling ergibt sich eine umgekehrte Strömungsrichtung und bis zu $94\,000 \text{ m}^3$ gelangen von der OAD in die

UAD. Durch die geringere Bedeutung des Grundwasserzustromes kommt dem Niederschlag in der OAD anteilmäßig eine größere Bedeutung zu (Mittelwert: 10%).

Vergleichbar mit der Wechselwirkung „Ausleitung über das Kaiserwasser während der Absenkung“ und „Grundwasserzuström im Bereich Q21“ wurde ähnliches für die Situation beim Wasserpark während des Wassertausches angenommen. Sobald also die Ableitung über den Wasserpark den Zuström Q1+4+10 übersteigt, geht der Zuström in Richtung Alte Donau gegen null, da Q1+4+10 zur Gänze in den Wasserpark abgezogen wird (vgl. Kap. 2.1 *Oberirdischer Abfluss*).

3.1.3 Austräge

Obwohl seit Beginn des Wassertausches bedeutsame Wassermengen über den Wasserpark ausgeleitet werden, ist das größte Bilanzglied auf der Austragsseite der Wasserbilanz der Alten Donau nach wie vor der Grundwasserabstrom.

In der **Unteren Alten Donau** fließen im Mittel rund 40% des Gesamtaustrages über das Grundwasser ab, das entspricht einer monatlichen Wasserfracht von rund 252 000 m³ (Abb. 3-8 und Abb. 3-9). Diese ist relativ gleichmäßig auf die drei Abstrombereiche Q7, Q8 und Q9 aufgeteilt mit ca. 35%, 40% und 25% (Abb. 3-9). Bei den beiden flächenmäßig größeren Bereichen Q7 und Q8 (vgl. Abb. 2-1 und Abb. 2-2) schwankt der Abfluss innerhalb eines Jahres nur um etwa $\pm 2\%$, im kleinsten Abschnitt beim Kaisermühlendamm Q9 um ca. $\pm 4\%$ im Jahr. Gut erkennbar in der Zeitreihe (Abb. 3-8), erfolgt der geringste Grundwasserabstrom im Frühling und Sommer. In dieser Phase kommt den übrigen Bilanzgliedern größere Bedeutung zu. Die im Rahmen der Wasserspiegelabsenkung in die Lobau ausgeleiteten Wassermengen erreichten beispielsweise im April 2010 bis zu knapp 500 000 m³, das entspricht rund 60% des Gesamtaustrages. Auch während des Wassertausches kann ein Teil des aus der Neuen Donau eingeleiteten Wassers zur Dotation der Lobau genutzt werden. Im Oktober 2009 umfasste dieser Teilstrom immerhin 24% der gesamten Austräge. Unabhängig von diesen erhöhten Frachten während der Umsetzung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen erfolgen geringe Ausleitungen zur Basisdotation des Hebergrabens das ganze Jahr über. Gemittelt über alle fünf Bilanzjahre liegen die oberflächigen Ausleitungen beim Schützenhaus und im Kaiserwasser bei gemeinsam etwa 20%. Während des Wassertausches der Alten Donau gelangen beträchtliche Wassermengen von der UAD in die OAD. Gemittelt über jeweils diese Zeiträume (vgl. Tab. 3-1) strömten rund 11 000 x 10³ m³ oberirdisch in das stromauf gelegene Becken, das entspricht dann 60% des Gesamtaustrages der UAD. Auch außerhalb der Wassertauschphasen kommt es zu oberflächigen Überleitungen in die OAD, berechnet für das gesamte Jahr liegt ihr Anteil höher wie jener der oberirdischen Ausleitungen (34%). Die Verdunstung spielt zwar im Vergleich zu den übrigen Bilanzgliedern eine untergeordnete Rolle (Monatsmittelwert: 8%), kann jedoch im Sommer bis zu 25% erreichen, das entspricht etwa 136 000 m³ (berechnet für Juli 2010).

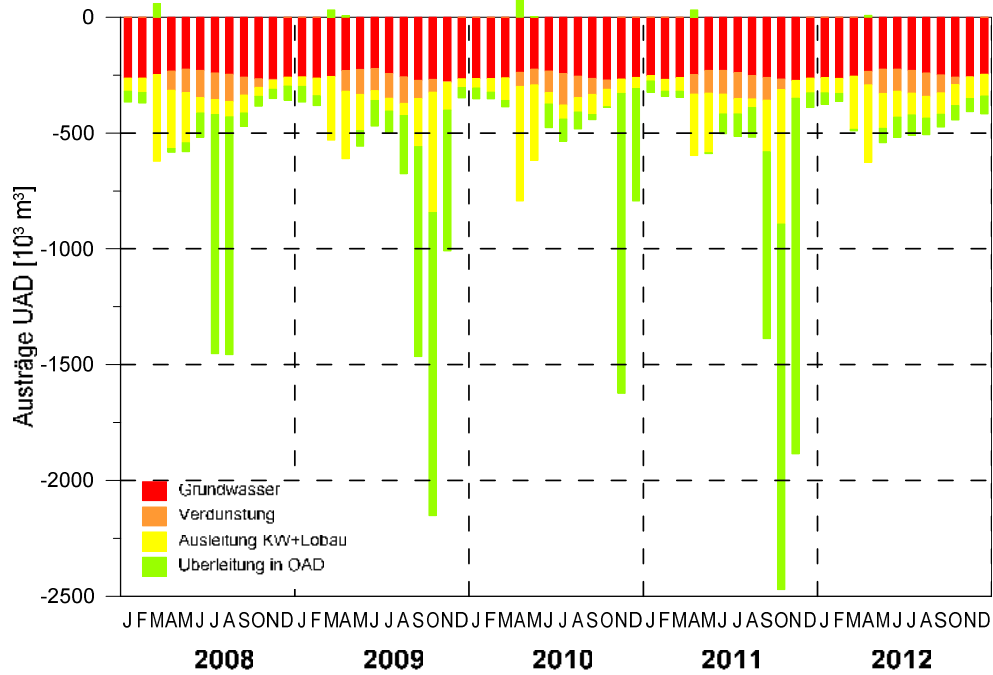


Abb. 3-8 Monatliche Abflüsse [10^3 m^3] aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern Grundwasserabstrom, Verdunstung, Ausleitungen während der Absenkungs- und Wassertauschphasen sowie Überleitungen in die OAD.

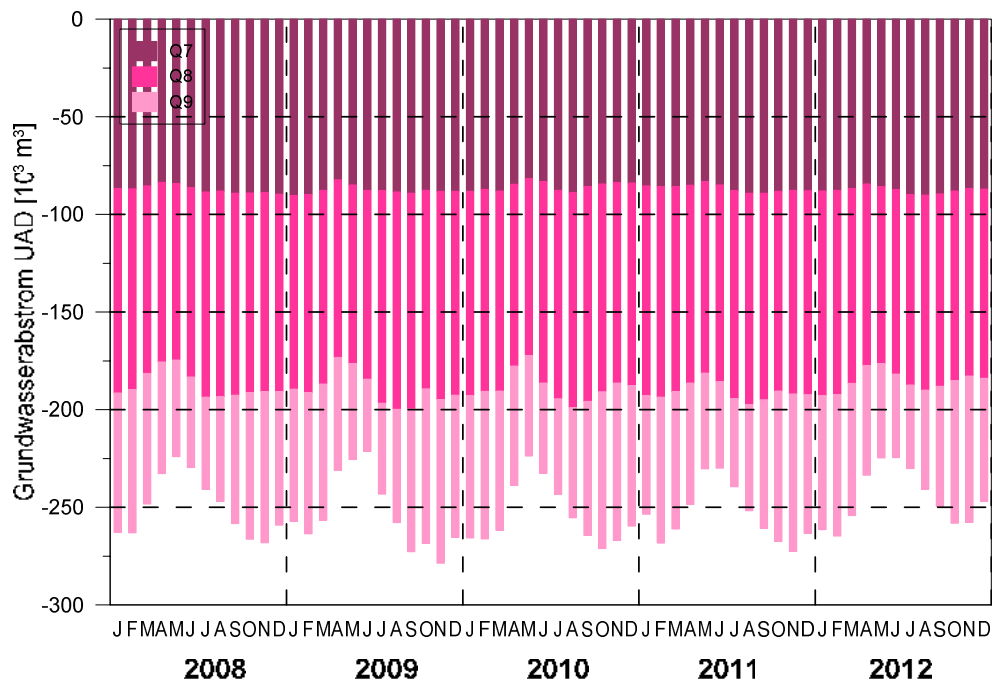


Abb. 3-9 Monatliche Grundwasserausträge [10^3 m^3] aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt in die drei definierten Abstrombereiche Q7, Q8 und Q9.

Das Wasserregime in der **Oberen Alten Donau** war in früheren Jahren auf der Austragsseite nur von zwei Bilanzgliedern bestimmt, dem Grundwasserabstrom und der Verdunstung. Seit Durchführung der Wassertauschmaßnahmen hat sich die hydrologische Bilanz deutlich verändert, da das in die UAD

eingeleitete Wasser die OAD passiert und über den Wasserpark wieder verlässt. Mit dem Grundwasser fließen im Monat durchschnittlich $102\,000\text{ m}^3$ Wasser von der OAD ab (Abb. 3-10). Etwa 60% gelangen ins linksufrig gelegene Hinterland – wobei der überwiegende Anteil im Abschnitt Q6 austritt – die restlichen 40% werden von der Sperrbrunnenkette der Altlastensicherung Bruckhausen am rechten Ufer der OAD abgezogen (Abb. 3-11).

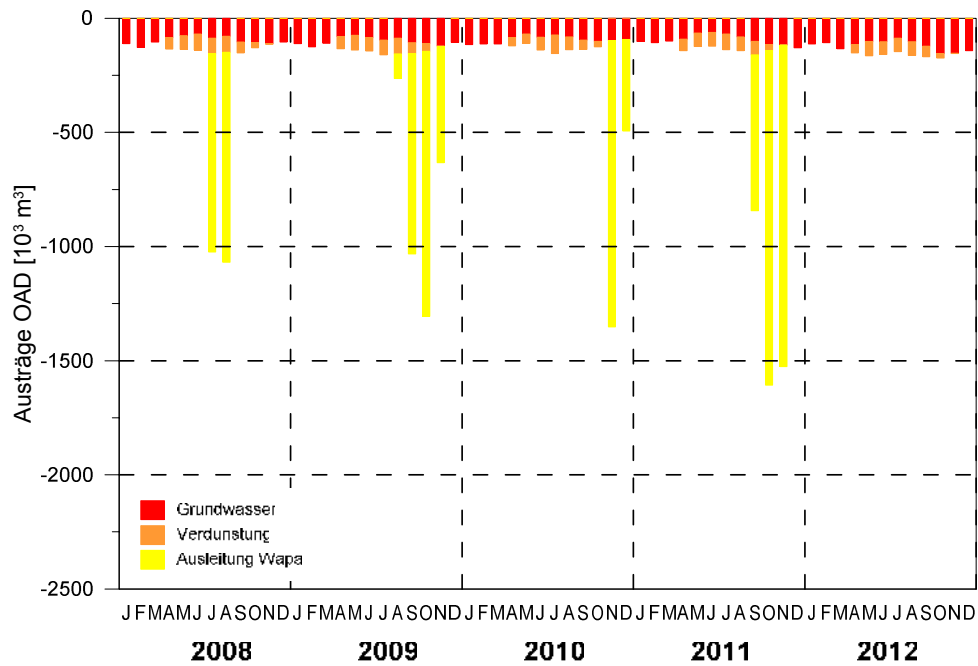


Abb. 3-10 Monatliche Abflüsse [10^3 m^3] aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern Grundwasserabstrom, Verdunstung und Ausleitung über den Wasserpark während des Wassertausches der Alten Donau.

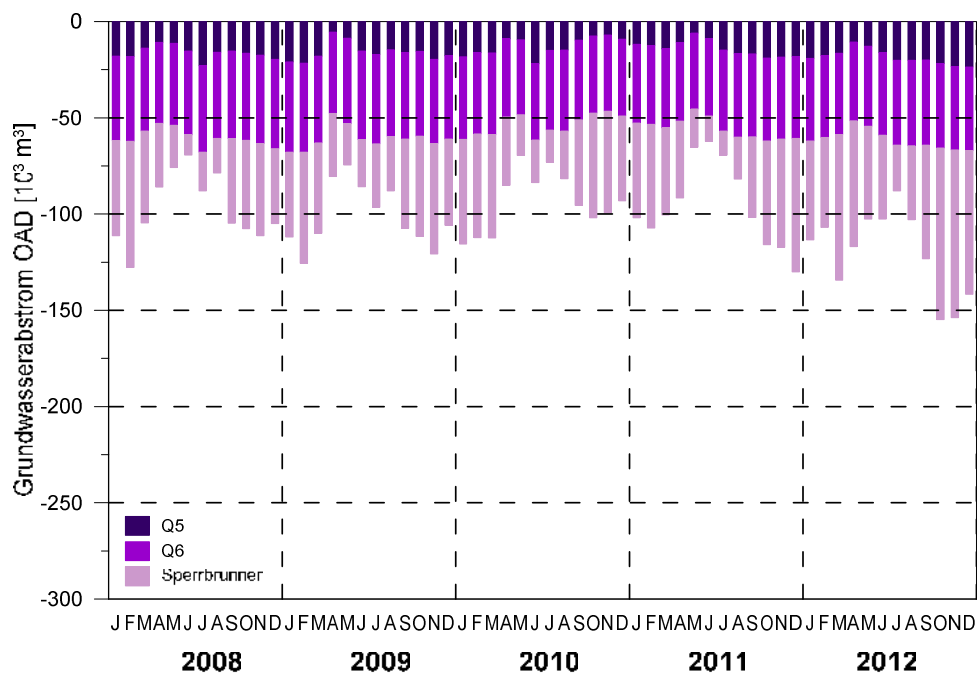


Abb. 3-11 Monatliche Grundwasserausträge [10^3 m^3] aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt in die drei definierten Abstrombereiche Q5, Q6 und Sperrbrunnen der Altlastensicherung Bruckhausen.

2008 bis 2011 veränderten sich die über das Grundwasser abströmenden Mengen kaum, 2012 fand jedoch ein deutlicher Anstieg statt (um rund 25%). Die Zunahme ist primär auf den Sperrbrunnenbereich zurückzuführen, über den in den ersten vier Bilanzjahren jeweils etwa 40 000 m³ strömten, 2012 hingegen fast 60 000 m³. Die Verdunstung umfasst im Mittel 10% (30 000 m³) der monatlich ausgetragenen Wasserfracht. Das Maximum wurde aufgrund der flächenbezogenen Aufteilung übereinstimmend mit der UAD im Juli 2010 berechnet: 81 000 m³. Da die Wassertauschvorgänge mit Ausnahme der Saison 2008 im Herbst stattfanden, kann der relative Anteil der Verdunstung in heißen Sommermonaten relativ hohe Anteile erreichen (Mittelwerte Juni-August 2009-2012: 41%). Wird ein Wassertausch durchgeführt, dominiert dieser in den betreffenden Monaten ganz eindeutig die Wasserbilanz der OAD austragsseitig. Über den Wasserpark wurden dann bis zu $1\,500 \times 10^3 \text{ m}^3$ ausgeleitet, das entspricht einem Anteil von maximal 92%.

3.1.4 Bilanz

Die Abb. 3-12 und Abb. 3-13 zeigen die Gegenüberstellung aller Ein- und Austräge zur Berechnung der hydrologischen Gesamtbilanz in der Unteren und Oberen Alten Donau. Basierend auf den Bilanzgliedern

- Grundwasserzustrom und -abstrom
- Niederschlag und Verdunstung
- oberflächliche Einleitung aus der Neuen Donau in die UAD
- oberflächliche Ausleitung aus der UAD in die Lobau und über das Kaiserwasser
- oberflächlicher Abfluss aus der UAD in die OAD
- oberflächliche Ausleitung aus der OAD in den Wasserpark

wurden die Nettobilanzen für die beiden Becken erstellt (Abb. 3-14). Das Bilanzglied „oberflächlicher Abfluss aus der UAD in die OAD“ kann einerseits als „Überschuss UAD“ oder als „Defizit OAD“ bestimmt werden, indem die in Kap. 2.1. genannten Gleichungen 1 und 2 umgeformt werden. Die tatsächlich aufgetretene Volumensänderung ist bekannt, ebenso Niederschlag, Verdunstung sowie Ein- und Ausleitungen. Die unterirdischen Zu- und Abstrommengen werden mithilfe der Regressionsgleichung ermittelt. Falls ein Fehlerausgleich der Bilanz erforderlich ist („Überschuss UAD“ muss mit umgekehrtem Vorzeichen so groß sein wie „Defizit OAD“), wird der Fehler im Verhältnis der Flächen von OAD und UAD aufgeteilt. Lässt man das Bilanzglied „oberflächlicher Abfluss aus der UAD“ außer Acht, würde die OAD ausschließlich negative monatliche Nettobilanzen aufweisen – auch außerhalb der Wassertauschphasen (Abb. 3-15). Allerdings würde es auch bei einer Abtrennung der UAD von der OAD durch einen fiktiven Damm zu einer Durch- und Umströmung Richtung OAD kommen. Der Wasserspiegel in der UAD würde ansteigen, jener der OAD abfallen, bis ein neues Gleichgewicht erreicht ist (Mitteilung GRUPPE WASSER).

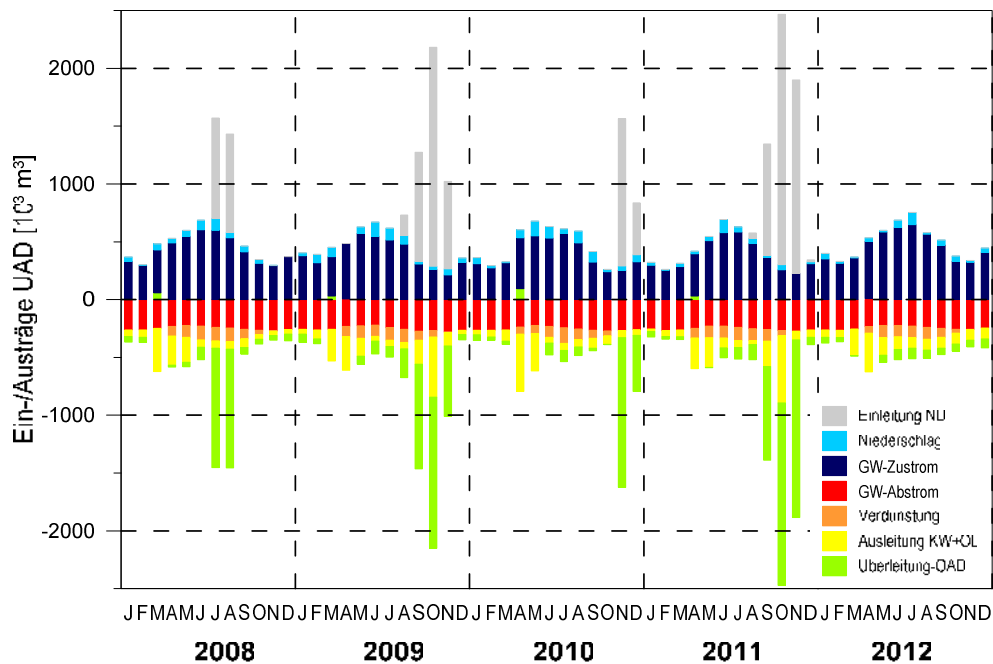


Abb. 3-12 Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge [10^3 m^3] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

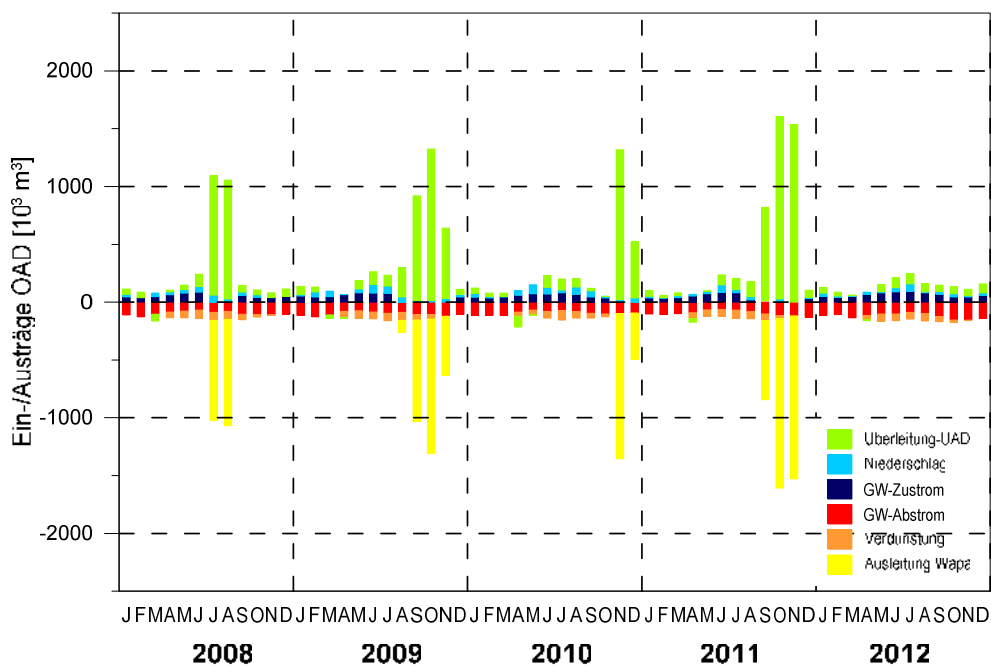


Abb. 3-13 Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge [10^3 m^3] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Aus den beiden Darstellungen ist ersichtlich, dass das Wasserregime der UAD wesentlich durch die Einleitungen aus der Neuen Donau während des Wassertausches bestimmt wird. Dieses Bilanzglied wirkt sich indirekt auch maßgeblich auf die OAD aus, da ein Großteil des eingeleiteten Wassers die OAD passiert, bevor eine Ausleitung über den Wasserpark erfolgt.

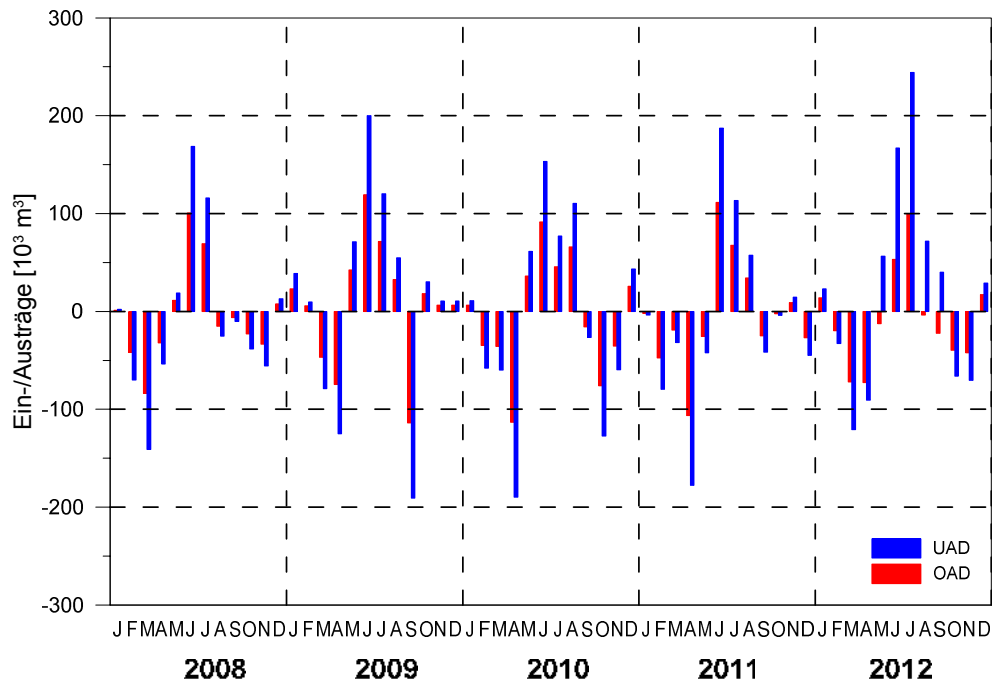


Abb. 3-14 Monatsbilanz gemittelt über die wöchentlichen Einträge und Austräge [10^3 m^3] in die bzw. aus der Unteren und Oberen Alten Donau, unter Berücksichtigung des Grundwasserzu- und -abstroms, von Niederschlag und Verdunstung sowie der Ausleitung in der UAD und der Überleitung von UAD in OAD.

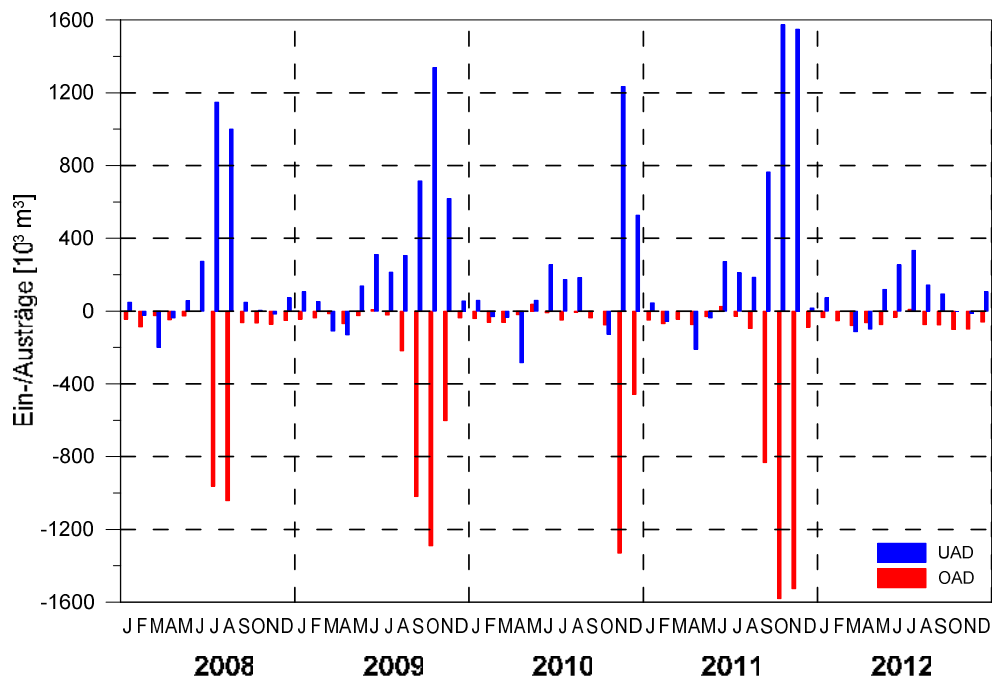


Abb. 3-15 Monatsbilanz gemittelt über die wöchentlichen Einträge und Austräge [10^3 m^3] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, **ohne** Berücksichtigung der oberflächigen Überleitung von UAD in OAD (übrige Bilanzglieder wie in **Abb. 3-14**).

3.2 Chloridbilanz

3.2.1 Konzentrationen und Monatsfrachten der Einträge

Die **Chlorid-Konzentrationen** der Einträge in die Untere und Obere Alte Donau sind in den nachfolgenden Abb. 3-16 und Abb. 3-17 dargestellt.

Der einzige nennenswerte natürliche Eintrag von Chlorid erfolgt in der **Unteren Alten Donau** über das Grundwasser. Die für die Zustrombereiche Q21 und Q22 relevante Sonde S 22-207 wies während des Beobachtungszeitraums tendenziell ansteigende Chlorid-Konzentrationen auf (Tab. 3-2). Der Abschnitt beim Kaisermühlendamm Q23, repräsentiert durch die Sonde S 22-73 zeigte keine gerichtete Veränderung hinsichtlich der Cl-Werte, vielmehr waren diesen durch eine höhere Schwankungsbreite gekennzeichnet und somit etwas stärker variierenden Jahresmittelwerten. Vergleichsweise geringe Chlorid-Gehalte wurden in der Neue Donau gemessen, die während des Wassertauses der Alten Donau als Dotationsgewässer dient. Je nach Zeitpunkt der Durchführung dieser wasserwirtschaftlichen Maßnahme schwankt der saisonal veränderliche Wert im Betrachtungszeitraum zwischen 12 und 20 mg L⁻¹.

Niederschlagswasser weist im Vergleich zum Grund- und Oberflächenwasser eine sehr geringe Elektrolyt- und Chlorid-Konzentration auf. In Abb. 3-16 und Abb. 3-17 ist der Verlauf der Chlorid-Konzentration im Niederschlagswasser als Monatsmittelwerte für den Zeitraum 2008–2012 eingetragen. Die Monatsmittel variierten zwischen 0.21 mg L⁻¹ und 1.39 mg L⁻¹.

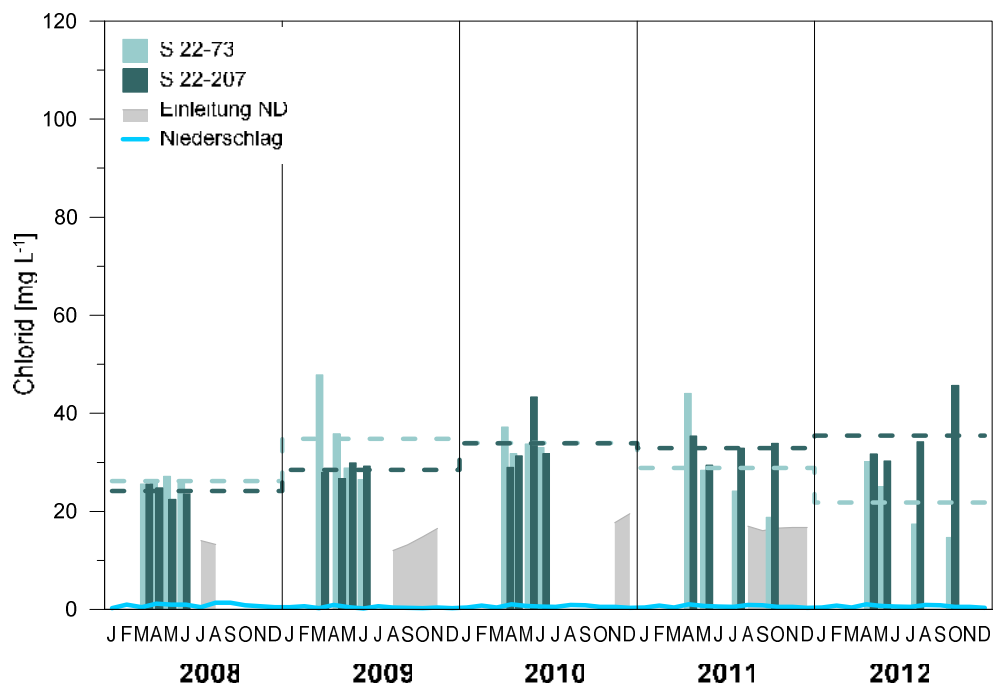


Abb. 3-16. Chlorid-Konzentrationen [in mg L⁻¹] der Einträge über Grundwasser und Niederschläge sowie durch die Dotation aus der Neuen Donau in die Untere Alte Donau. Neben den Einzelmessungen in den Grundwassersonden S 22-73 (Q23) und S 22-207 (Q21+Q22) sind strichliert die daraus berechneten und für die Bilanz verwendeten Jahresmittelwerte dargestellt.

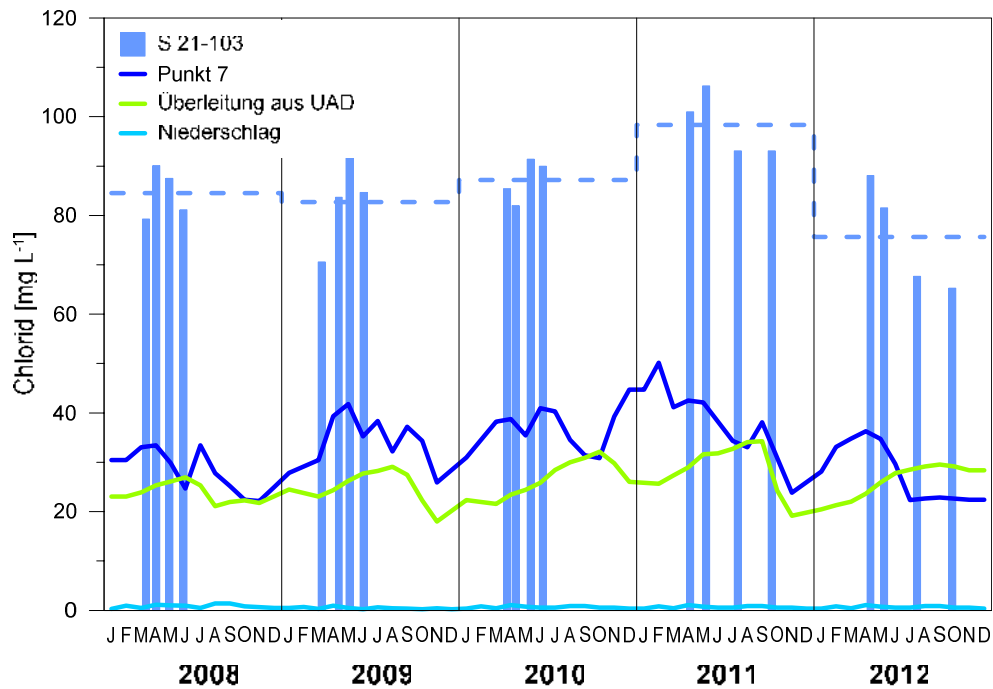


Abb. 3-17 Chlorid-Konzentrationen [in mg L^{-1}] der Einträge über Grundwasser und Niederschläge in die Obere Alte Donau sowie durch oberflächige Überleitung aus der UAD. Neben den Einzelmessungen in der Grundwassersonde S 21-103 sind strichliert die daraus berechneten und für die Bilanz verwendeten Jahresmittelwerte dargestellt.

Tab. 3-2 Minimale und maximale monatliche Chlorid-Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte 2008 bis 2012 in den Grundwassersonden im Zustrombereich der Unteren Alten Donau sowie in der Neuen Donau (Str.km 9.75).

		S 22-207 (Q21+Q22)	S 22-73 (Q23)	ND Str.km 9.75
Einzelwerte 2008-2012	[mg L^{-1}]	22.5–45.7	14.7–47.9	12.0–19.6
Mittelwert 2008	[mg L^{-1}]	24.1	26.2	13.7
Mittelwert 2009	[mg L^{-1}]	28.5	34.8	14.1
Mittelwert 2010	[mg L^{-1}]	33.9	34.0	18.6
Mittelwert 2011	[mg L^{-1}]	32.9	28.9	16.6
Mittelwert 2012	[mg L^{-1}]	35.5	21.8	-

Auch in der **Oberen Alten Donau** sind die höchsten Chlorid-Gehalte bei den eintragsseitigen Bilanzgliedern im Grundwasser zu finden. In der Sonde S 21-103, die das umströmende Grundwasser repräsentiert (Q1+4+10B), liegen die Jahresmittelwerte zwischen rund 65 und 100 mg L^{-1} (Tab. 3-3) und damit mehr als doppelt so hoch wie im zuströmenden Grundwasser der Unteren Alten Donau. Die Cl-Konzentration im Grundwasser, das durch den Schotterdamm diffundiert (Q1+4+10A), wurde jener des Wasserparks gleichgesetzt (Punkt 7), mit auffälligen saisonalen Schwankungen und zumeist einem Frühjahrsmaximum. Aus der Bilanzberechnung ergab sich die Gewichtung von 2 : 3 für den Grundwasser-Eintrag durch den Damm und dessen Umströmung. Der Chlorid-Gehalt im oberflächig aus der UAD in die OAD einströmenden Wasser wird berechnet aus den Messwerten im Freiwasser an den Probenstellen 3o und U6 und war überwiegend niedriger als im Wasserpark. Wird kein

Wassertausch durchgeführt wie in der Saison 2012 steigen die Werte im Jahresverlauf an, während bei Dotation mit dem chloridarmen Wasser der Neuen Donau eine Verdünnung erkennbar ist.

Tab. 3-3 Minimale und maximale monatliche Chlorid-Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte 2008 bis 2012 im zuströmenden Grundwasser (Punkt 7, S 21-103) der Oberen Alte Donau und in den Überleitungen aus der UAD (3o, U6).

		Punkt 7	S 21-103 (Q1+4+10)	3o, U6 (Über)
Einzelwerte 2008-2012	[mg L ⁻¹]	22.1–50.1	65.3–106.3	18.0–34.3
Mittelwert 2008	[mg L ⁻¹]	28.1	84.5	23.7
Mittelwert 2009	[mg L ⁻¹]	33.4	82.7	24.6
Mittelwert 2010	[mg L ⁻¹]	36.7	87.2	26.4
Mittelwert 2011	[mg L ⁻¹]	37.1	98.4	28.0
Mittelwert 2012	[mg L ⁻¹]	27.7	75.6	26.2

Der monatliche **Chlorid-Eintrag** in die **Untere Alte Donau** lag zwischen 6.6 und 19.8 t, in Phasen eines Wassertausches kann die Fracht auf bis zu 44 t ansteigen (Abb. 3-18). Unter Berücksichtigung des Eintrags aus der Neuen Donau liegt der Monatsmittelwert über alle fünf Bilanzjahre bei 15.5 t. Gemittelt über alle 5 Jahre gelangen über das Grundwasser knapp 80% des Chlorids in die UAD, davon ist der Bereich Q22 mit 60% quantitativ am bedeutendsten. Während eines Wassertausches nimmt der relative Anteil der unterirdischen Fracht ab und der Eintrag aus der Neuen Donau kann mit bis zu 81% dominieren. Der Niederschlag machte weniger als 1% des gesamten Chlorid-Eintrags aus.

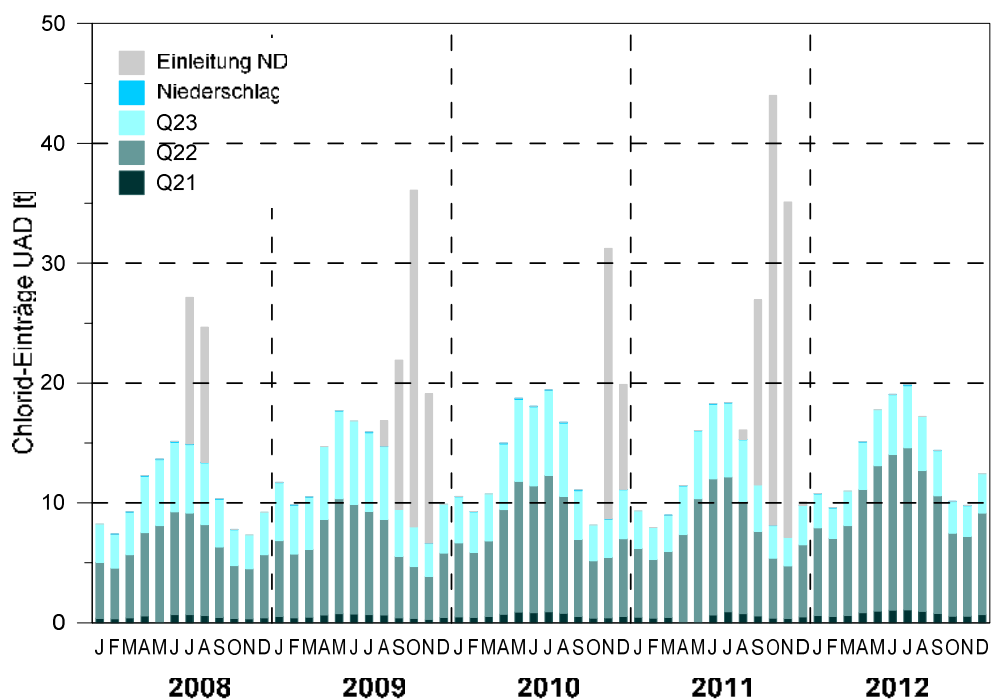


Abb. 3-18 Monatliche Chlorid-Einträge [t] in die Untere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zuströmendes Grundwasser (Q21, Q22 und Q23), Niederschlag und Einleitung aus der Neuen Donau (während der Absenkephase wird der Eintrag bei Q21 durch die Ausleitung kompensiert; Erklärung in Kap. 2.1).

Außerhalb der Wassertauschvorgänge werden in der **Oberen Alten Donau** die monatlichen Chlorid-Einträge (Mittelwert: 5.0 t) in etwa zu 75% vom Grundwasser und zu 25% von den oberflächigen Überleitungen aus der UAD bestimmt (Abb. 3-19). Unter Einbeziehung der Dotation aus der Neuen Donau, wenn große Wassermengen aus der UAD in die OAD weitergeleitet werden, beträgt der Eintrag durch den Schotterdamm zum Wasserpark (Q1+4+10A) 14%, das sind im Monatsmittel 1.2 t und durch dessen Umströmung 21% (1.8 t; Q1+4+10B). Durch die Überleitung aus der UAD gelangten durchschnittlich 6.2 t Chlorid innerhalb eines Monats in die OAD (64% Anteil im Bilanzzeitraum). Der Niederschlag macht so wie in der UAD weniger als 1% des gesamten Chlorid-Eintrags aus.

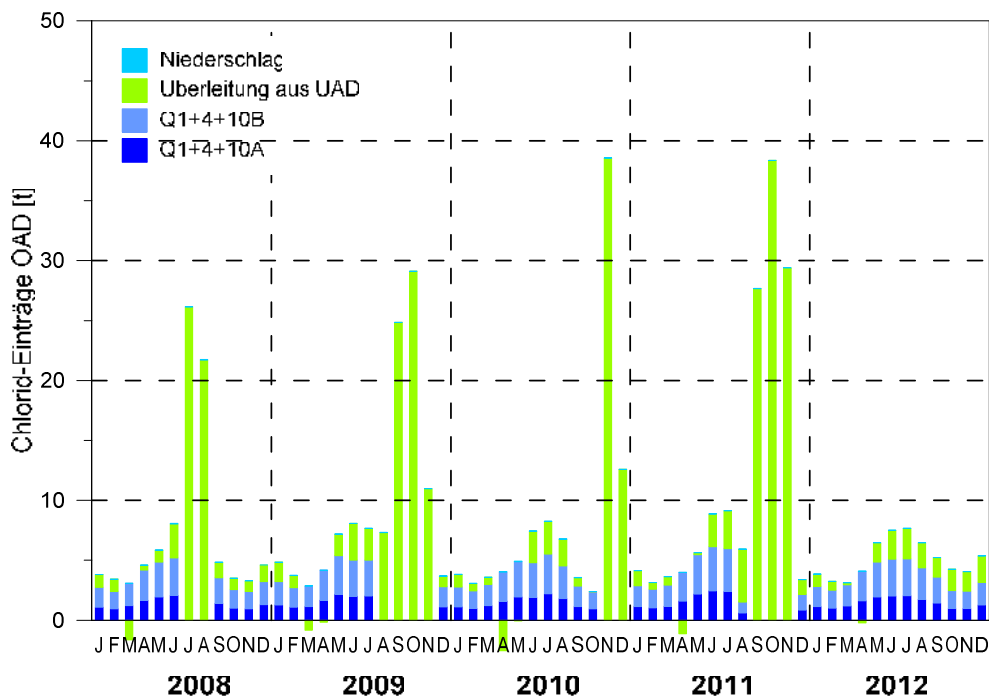


Abb. 3-19 Monatliche Chlorid-Einträge [t] in die Obere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zu-strömendes Grundwasser (Q1+4+10A und Q1+4+10B), Überleitung aus UAD und Niederschlag (während des Wassertausches wird der Eintrag bei Q1+4+10 durch die Ausleitung kompensiert; Erklärung in Kap. 2.1).

3.2.2 Konzentrationen und Monatsfrachten der Austräge

Auf der Austragsseite sind für die Chloridbilanz der Export über den Grundwasserabstrom, die Überleitung von der UAD in die OAD sowie die Ausleitungen aus der UAD im Rahmen der Absenkung und aus der OAD während des Wassertausches relevant.

Die Chloridkonzentration der oberflächigen Überleitung sowie der Ausleitung im Rahmen der Absenkung in die Obere Lobau und das Kaiserwasser wurden aus den Messwerten des Freiwassers verschiedener Probenstellen der **Unteren Alten Donau** berechnet (Tab. 3-4, Kap. 2.2). Für das abfließende Grundwasser (Q7, Q8 und Q9) wurden nur Untersuchungsstandorte im linken Arm der UAD herangezogen. Die Abb. 3-20 zeigt, dass sich der zeitliche Verlauf dieser Chlorid-Gehalte kaum

unterscheidet. Nur für die unterirdischen Abströmbereiche Q8 und Q9 sowie für die Ausleitung in die Obere Lobau, repräsentiert durch die Freiwasserwerte an der Probenstelle 1, treffen niedrigere Cl-Konzentrationen zu. Dieser Befund ist einerseits auf die Einleitung des chloridarmen Wassers aus der Neuen Donau zurückzuführen, im Jahr 2012 – als kein Wassertausch stattfand – wies hingegen das zuströmende Grundwasser aus dem Bereich des Kaisermühlendamms auffällig niedrige Cl-Gehalte auf (vgl. Tab. 3-2).

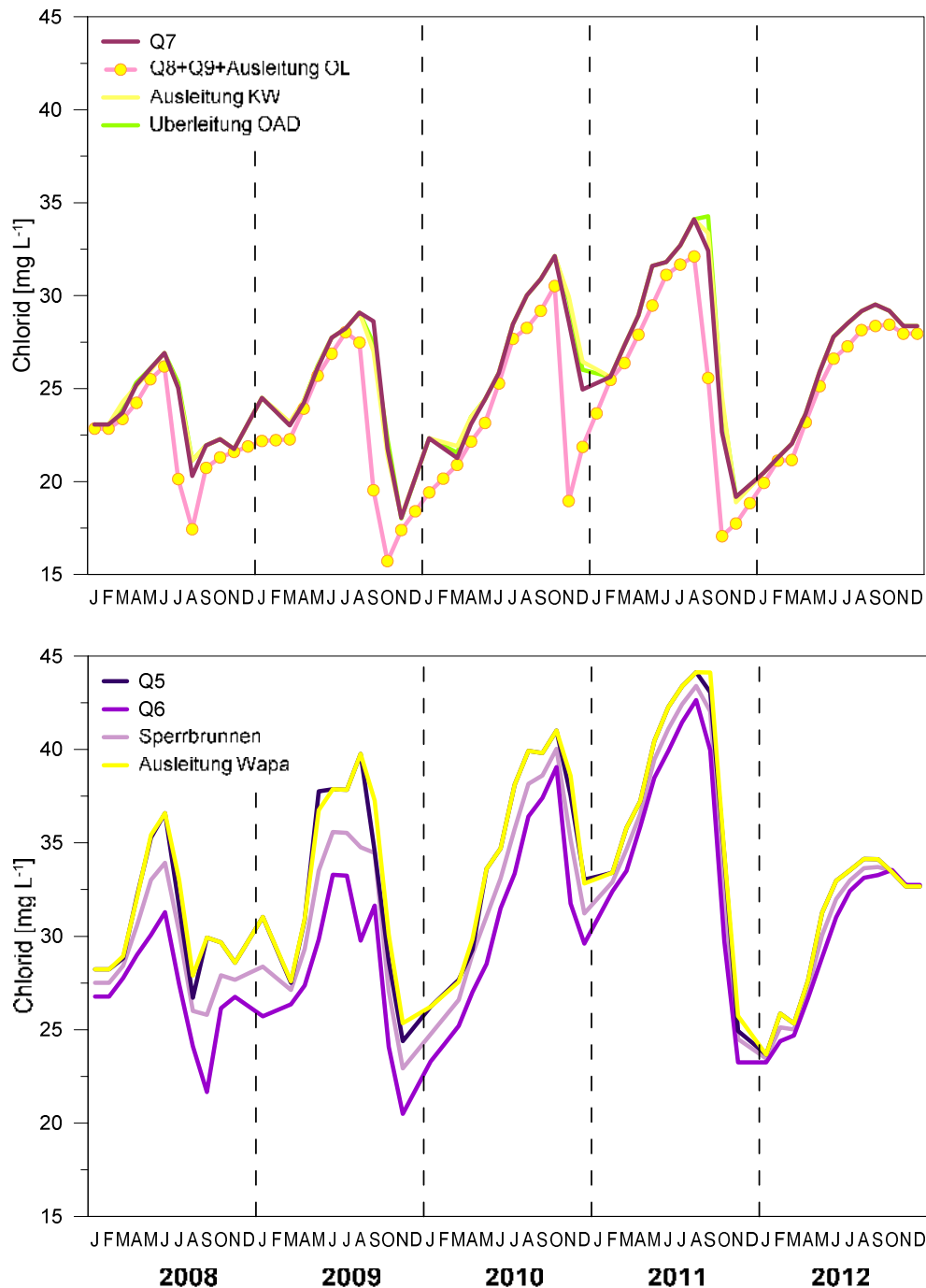


Abb. 3-20 Zeitlicher Verlauf der Chlorid-Konzentration [in mg L⁻¹] in der Unteren Alten Donau (oben) und der Oberen Alten Donau (unten), aufgetrennt nach den für die Abstrombereiche bzw. der Überleitung und Ausleitung relevanten Abschnitten (Erläuterung in Kap. 3.2.2).

Tab. 3-4 Minimale und maximale monatliche Chlorid-Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte 2008 bis 2012 im abströmenden Grundwasser (3o, ZP1 und 1o, 1u) der Unteren Alte Donau, in den Ausleitungen in die Obere Lobau (1o, 1u) und über das Kaiserwasser (3o, ZP2, U4, U6) sowie in den Überleitungen in die OAD (3o, U6).

		3o, ZP1 (Q7)	1o, 1u (Q8+9; OL)	3o, ZP2, U4, U6 (KW)	3o, U6 (Über)
Einzelwerte 08-12	[mg L ⁻¹]	18.0–34.1	15.7–32.1	18.1–34.1	18.0–34.3
Mittelwert 2008	[mg L ⁻¹]	23.5	22.3	23.6	23.7
Mittelwert 2009	[mg L ⁻¹]	24.6	22.5	24.5	24.6
Mittelwert 2010	[mg L ⁻¹]	26.1	24.0	26.5	26.4
Mittelwert 2011	[mg L ⁻¹]	27.6	25.6	27.9	28.0
Mittelwert 2012	[mg L ⁻¹]	26.2	25.4	26.2	26.2

In der **Oberen Alten Donau** wurden für das abströmende Grundwasser ebenfalls unterschiedliche Konzentrationen berücksichtigt. Dem Bereich Q5 wurde der Punkt 5o sowie der Zusatzpunkt ZP3 zugeordnet, Q6 die Stelle 4o. Für den Abstrom im Bereich der Sperrbrunnenkette Altlastensicherung Bruckhausen wurden die beiden Hauptprobenpunkte der OAD (4o, 5o) sowie die rechtsufrigen Standorte U8, U10 und U12 herangezogen (Tab. 3-5, vgl. Kap. 2.2). Für die Ausleitungen während des Wassertausches gilt der nächst zum Wasserpark liegende Standort 5o als relevant. In den Jahren 2008 bis 2010 waren die Standorte in der nördlichen OAD (5o, ZP3 und U12) durch höhere Jahresmittelwerte charakterisiert, obwohl der Wassertausch jeweils einen vorübergehenden Angleich der Chloridgehalte in der gesamten OAD bedingte. Erst in den beiden letzten Bilanzjahren waren die Cl-Konzentrationen von vorne herein sehr einheitlich und trotz Nichtstattfinden eines Wassertausches in der Saison 2012 am niedrigsten.

Tab. 3-5 Minimale und maximale monatliche Chlorid-Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte 2008 bis 2012 im abströmenden Grundwasser (4o und 5o, ZP3 sowie 4o, 5o, U8, U10, U12) der Oberen Alte Donau und in den Ausleitungen über den Wasserpark (5o).

		4o (Q6)	5o ZP3 (Q5)	4o, 5o, U8, U10, U12 (SB)	5o (Wapa)
Einzelwerte 2008-2012	[mg L ⁻¹]	20.5–42.6	23.7–44.1	22.9–43.4	23.7–44.1
Mittelwert 2008	[mg L ⁻¹]	27.0	30.5	28.9	30.7
Mittelwert 2009	[mg L ⁻¹]	27.5	32.1	30.0	32.5
Mittelwert 2010	[mg L ⁻¹]	30.6	34.0	32.4	34.1
Mittelwert 2011	[mg L ⁻¹]	34.3	36.4	35.4	36.6
Mittelwert 2012	[mg L ⁻¹]	29.7	30.6	30.2	30.6

Der **Chlorid-Austrag** im Zeitraum 2008–2012 betrug in der **Unteren Alten Donau** 6.6 bis 16.3 t monatlich, während eines Wassertausches stieg der Export vorübergehend auf bis zu 53.3 t. Trotz der großen monatlichen Unterschiede teilt sich der mittlere jährliche Cl-Austrag – bei separater Betrachtung der drei Grundwasserbereiche – annähernd gleich auf die Bilanzglieder auf mit Anteilen zwischen 24 und 40% (Abb. 3-21). Im Frühling wurde der Chlorid-Export vor allem durch ausgeleitetes Oberflächenwasser während der Absenkungsphasen bestimmt, während eines Wassertausches dominierten ganz eindeutig die in die OAD übergeleiteten Frachten, im Herbst eher der Austrag über das Grundwasser.

Außerhalb eines Wassertausches werden in der **Oberen Alten Donau** monatlich zwischen 2.0 und 5.2 t Chlorid über das abfließende Grundwasser exportiert (Abb. 3-22). Der Austrag erfolgt hauptsächlich über den linksufrigen Bereich Q6 sowie über die am rechten Ufer liegende Sperrbrunnenkette der Altlastensicherung Bruckhausen (gemeinsam fast 85%). Während eines Wassertausches verliert der Grundwasseraustrag an Bedeutung, das über den Wasserpark ausgeleitete Chlorid umfasst dann bis zu 10-fach höhere Mengen (Maximum: 50 t).

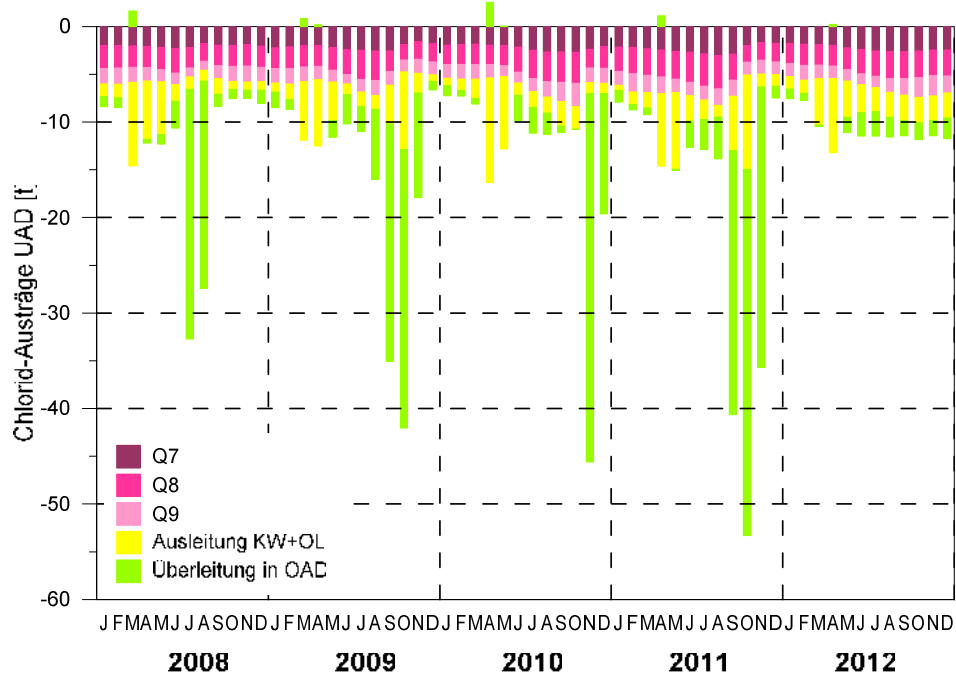


Abb. 3-21 Monatliche Chlorid-Austräge [t] aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern abströmendes Grundwasser (Q7, Q8 und Q9), Ausleitung und Überleitung in die OAD.

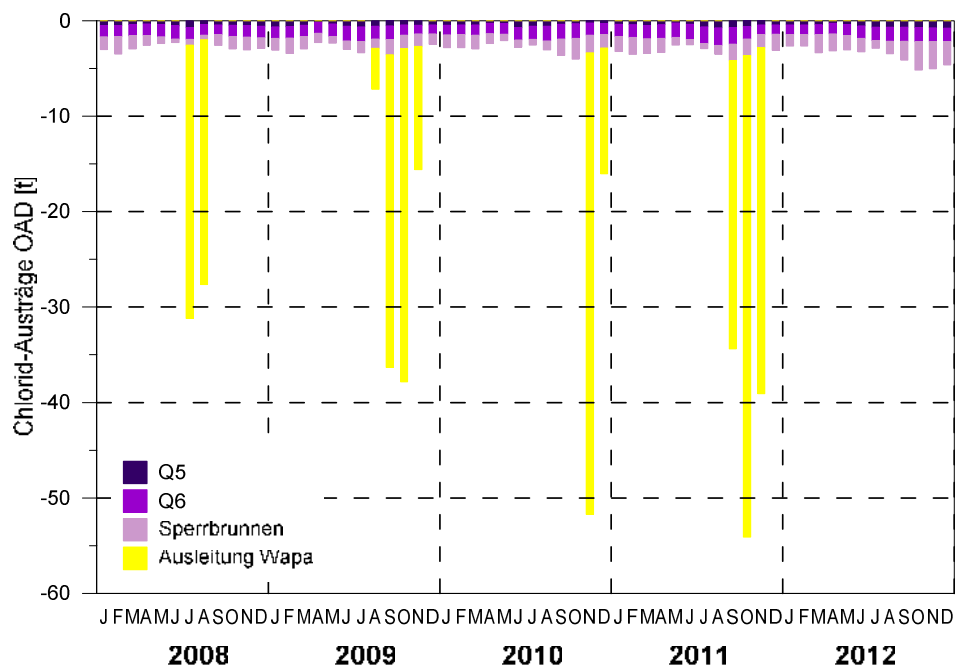


Abb. 3-22 Monatliche Chlorid-Austräge [t] aus der Oberen Alten Donau, über die drei Grundwasserbereiche (Q5, Q6 und der Sperrbrunnenkette Altlastensicherung Bruckhausen).

3.2.3 Bilanz

Die Gegenüberstellung der gesamten monatlichen Ein- und Austräge von Chlorid in der Unteren und Oberen Alten Donau zeigen die Abb. 3-23 und Abb. 3-24. Die monatlichen Verluste und Zugewinne von Chlorid weisen eine markante Saisonalität auf, die dargestellt in Form von Nettobilanzen noch augenscheinlicher wird (Abb. 3-25).

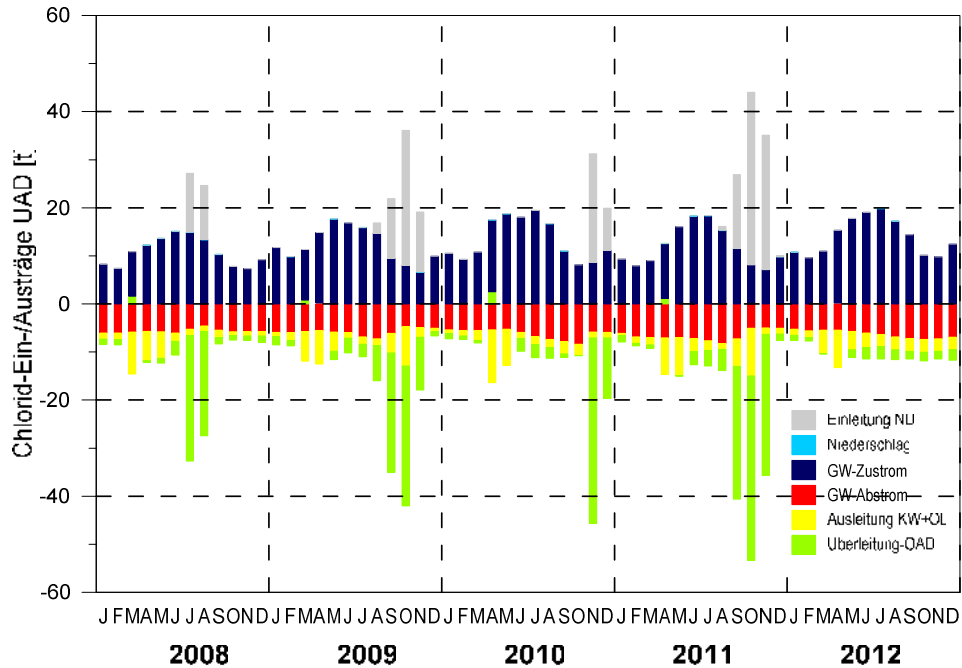


Abb. 3-23 Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Chlorid [t] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

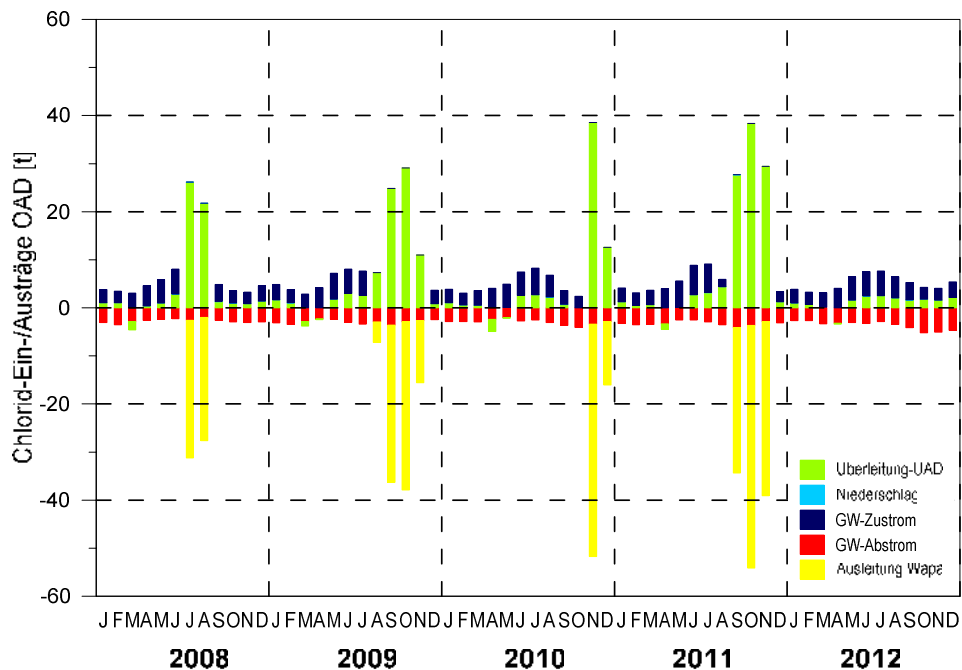


Abb. 3-24 Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Chlorid [t] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

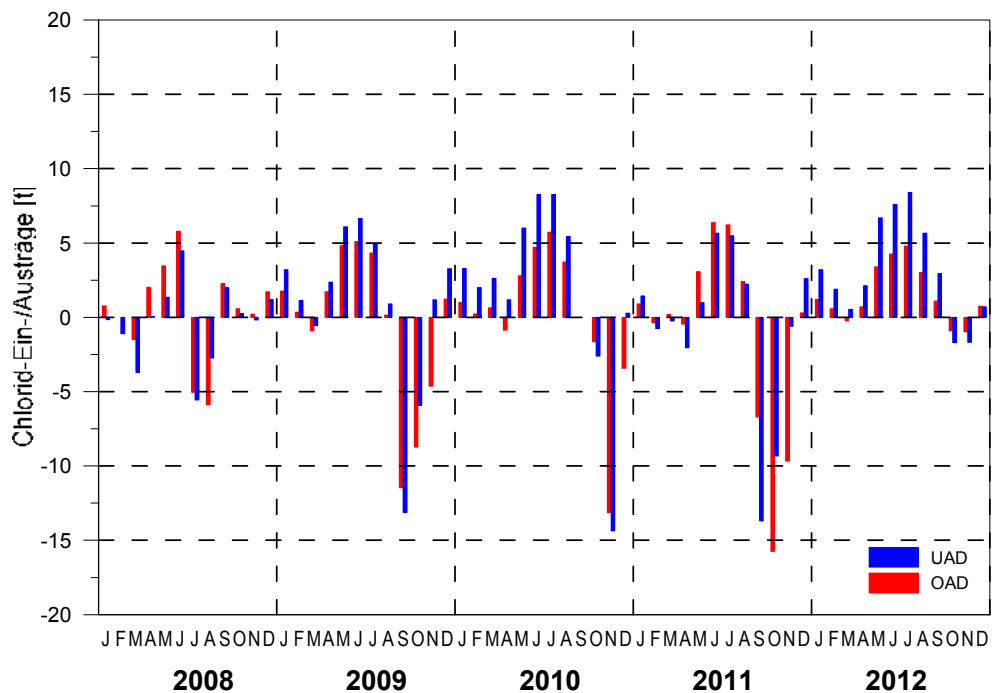


Abb. 3-25 Monatsbilanz gemittelt über die wöchentlichen Einträge und Austräge von Chlorid [t] in die bzw. aus der Unteren und Oberen Alten Donau, unter Berücksichtigung des Grundwasserzu- und -abstroms, des Niederschlags sowie der Ausleitung in der UAD und der Überleitung von UAD in OAD.

Während in der ersten Jahreshälfte der Chlorid-Eintrag überwiegt, kommt es in den Herbst- und Wintermonaten meist zu einer negativen Nettobilanz. Fand ein Wassertausch statt – mehrheitlich im Herbst – verstärkten sich die Unterschiede massiv, da durch die Dotation aus der Neuen Donau, chloridarmes Wasser eingebracht und chloridreiches zunächst ausgetragen wird (vgl. Abb. 3-14).

Die Gegenüberstellung von den tatsächlich im Gewässer vorhandenen Chlorid-Mengen und den berechneten Werten ergibt nur teilweise eine gute Übereinstimmung (Abb. 3-26). In der OAD sind die modellierten Werte v.a. in der Saison 2009 eher zu hoch, aber ab der zweiten Jahreshälfte 2010 zu niedrig angesetzt. Deutlichere Abweichungen zeigen hingegen die Messungen und Berechnungen für die UAD, wobei bereits ab Ende 2009 die Kurven auseinanderdriften, wobei durch das Modell eine eindeutige Überschätzung der Chlorid-Mengen erfolgt. Die darauf basierenden Regressionen ergeben folglich jeweils nur ein Bestimmtheitsmaß von < 0.6 (Abb. 3-27). Mögliche Ursachen der Abweichung der prognostizierten von den gemessenen Werten werden in Kap. 3.7 diskutiert.

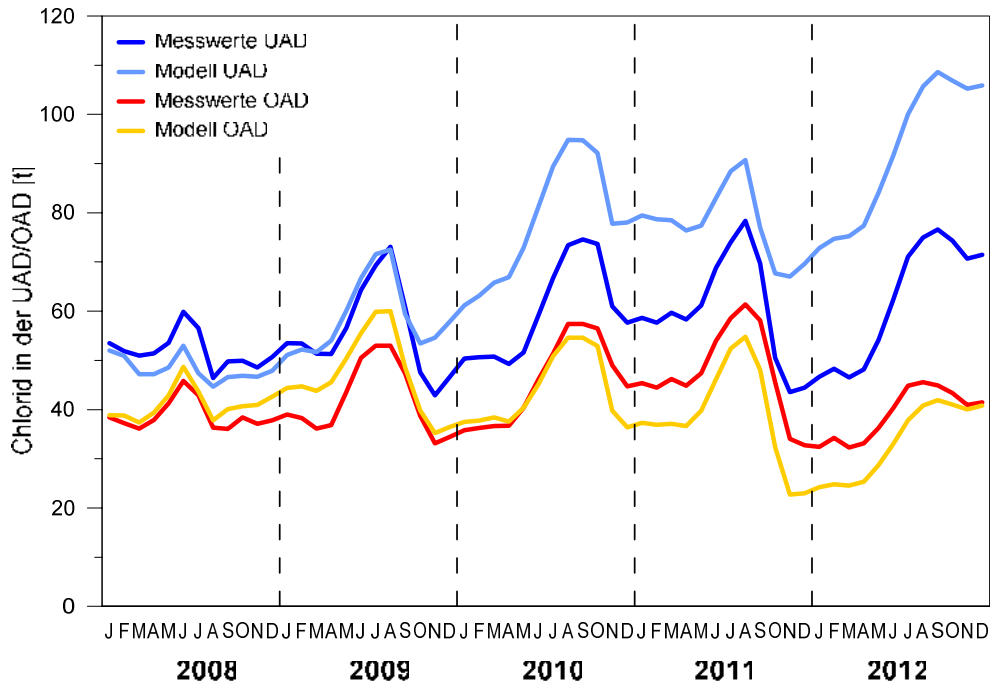


Abb. 3-26 Aus Messwerten basierend sowie bilanzierte Chlorid-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau.

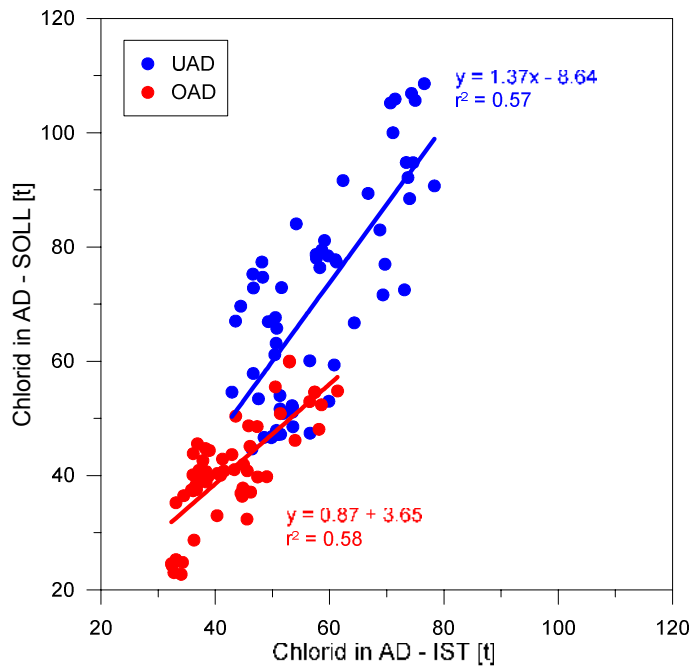


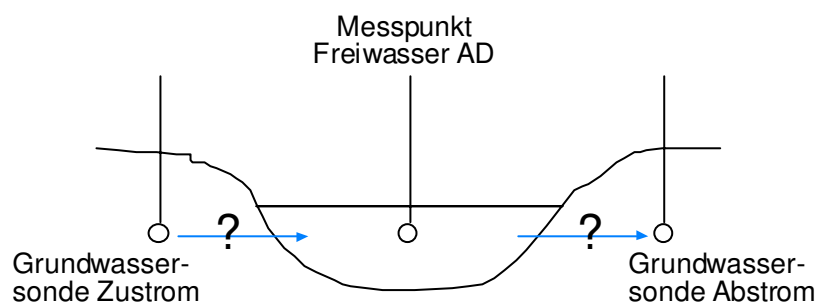
Abb. 3-27 Regression zwischen Ist- und Soll-Mengen des Chlorids in der Unteren und Oberen Alten Donau (Monatswerte).

3.3 Phosphorbilanz

3.3.1 Konzentrationen und Monatsfrachten der Einträge

Die Bindung und Freisetzung von Phosphor im Sediment ist ein sehr komplexer biogeochemischer Prozess, der, wie man heute weiß, nicht nur durch die klassische Modellvorstellung (Einsele 1936, Mortimer 1941, 1942) – P-Mobilität in Abhängigkeit vom Redoxmechanismus des Eisens – erklärt werden kann. Wieviel Phosphor aus dem Sediment abgegeben werden kann, hängt wesentlich davon ab, ob der Phosphor in mineralischer Form, als Detritus oder lebende Biomasse – in organischer Form und sorptiv an Oberflächen gebunden – die Sedimentoberfläche erreicht. Mineralisationsprozesse überführen den Phosphor aus organischer Substanz in die sich neu bildende mikrobielle Biomasse oder geben ihn als anorganisches Phosphat in das Porenwasser ab. Die Freisetzung von Phosphat kann auch Folge der Aktivität von Exoenzymen sein. Die mikrobiellen Umsetzungen im Sediment führen zu Veränderungen der Redox- und pH-Verhältnisse, wodurch die sorptiven Eigenschaften und die chemische Reaktionsfähigkeit der Bindungspartner des Phosphors beeinflusst werden. Tatsächlich ergaben Sedimentuntersuchungen in der Alten Donau in den Jahren 2004 und 2015, dass der infolge der *Riplox*-Behandlung am Sediment fixierte Phosphor nicht vorrangig an Fe-Hydroxid adsorbiert vorliegt, sondern vielmehr eine Verbindung mit dem Calcium eingegangen ist und die Fraktion des Apatitphosphors erhöhte. Phosphorrücklösungen spielen in der Alten Donau daher eine untergeordnete Rolle, da die kalkreichen Sedimente auch bei reduzierenden Bedingungen eine hohe Phosphorbindungsfähigkeit ermöglichen (Riedler *et al.* 2005, in Vorb.). Weitere Faktoren, die in der Alten Donau eine wichtige Rolle spielen, ist die Phosphorspeicherkapazität der Makrophyten, der Austrag über das Mähgut sowie die Freisetzung von Phosphor beim Abmähen der Pflanzen (vgl. Kap. 3.3.4).

Für die Erstellung der P-Bilanz können allerdings diese Vielzahl von Umsetzungsprozessen an der Sedimentoberfläche bzw. im Sediment nicht berücksichtigt werden, vielmehr muss angenommen werden, dass der im Grundwasser gemessene Gehalt an gelöstem Phosphor tatsächlich im Freiwasser der Alten Donau ankommt bzw. umgekehrt die Phosphor-Konzentration im Pelagial auch für den unterirdischen Abstrom gilt:



Im Unterschied zur Chloridbilanz, die nur auf im Wasser gelöstem Chlorid basiert, muss bei der Phosphorbilanz in Abhängigkeit von den einzelnen Bilanzgliedern entweder die gelöste Fraktion oder der Gesamtphosphor berücksichtigt werden (vgl. auch Kap. 2.3).

Die im Zustrombereich der **Unteren Alten Donau** gelegenen Grundwassersonden wiesen im Bilanzierungszeitraum einen leichten Anstieg der **Konzentrationen** des gelösten Phosphors auf (Abb. 3-28). Die für den Bereich Q23 relevante Sonde S 22-73 wies Jahresmittelwerte zwischen 14.6 und 18.3 $\mu\text{g L}^{-1}$ auf, der Bereich Q22, repräsentiert durch die Sonde S 22-207, durchschnittliche Konzentrationen von 16.5 bis 18.8 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tab. 3-6). Tendenziell nahmen die DP-Konzentrationen in den beiden Sonden während der Frühjahrsuntersuchungen zu, ein signifikanter Verlauf ist jedoch nicht gegeben. Im Dotationswasser der Neuen Donau sind die Phosphorwerte – trotz Berücksichtigung der Gesamtfraktion – deutlich geringer (MW über alle vier Wassertauschphasen: 11.0 $\mu\text{g L}^{-1}$).

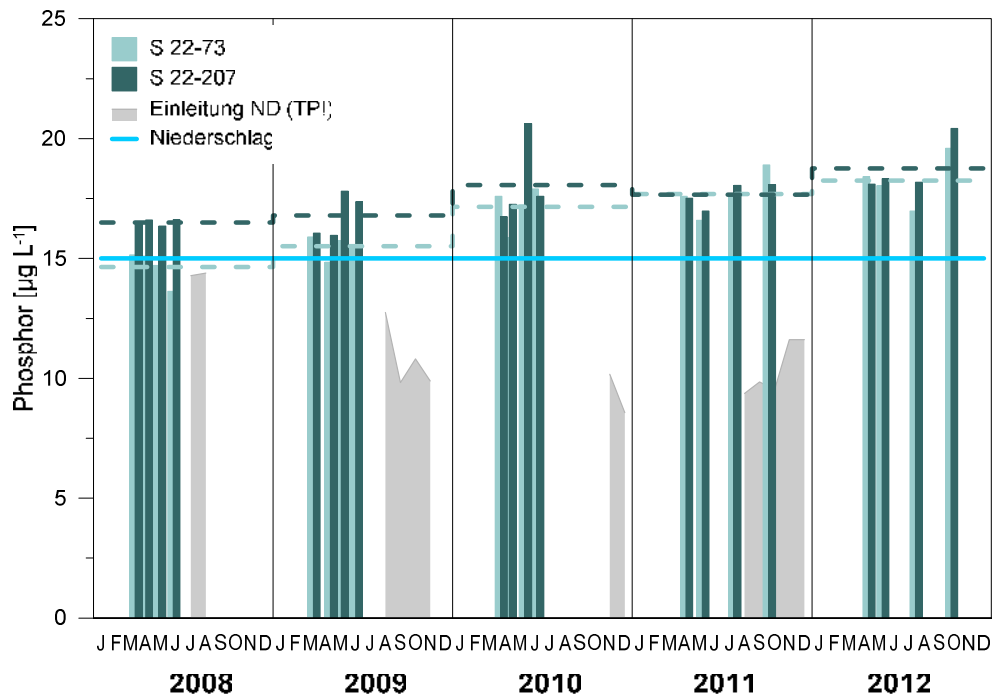


Abb. 3-28 Konzentrationen des gelösten Phosphors [in $\mu\text{g L}^{-1}$] in den Einträgen über Grundwasser und Niederschläge sowie TP-Gehalte [in $\mu\text{g L}^{-1}$] durch die Dotation aus der Neuen Donau in die Untere Alte Donau. Neben den Einzelmessungen in den Grundwassersonden S 22-73 und 22-207 sind strichliert die daraus berechneten und für die Bilanz verwendeten Jahresmittelwerte dargestellt.

Tab. 3-6 Minimale und maximale monatliche Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte 2008 bis 2012 des gelösten Phosphors im zuströmenden Grundwasser (S 22-207, S 22-73) der Unteren Alten Donau sowie der TP-Gehalte im Dotationswasser der Neuen Donau (Str.km 9.75).

		S 22-207 (Q21+Q22)	S 22-73 (Q23)	ND Str.km 9.75
Einzelwerte 2008-2012	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	16.0–20.6	13.6–19.6	8.6–14.4
Mittelwert 2008	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	16.5	14.6	14.3
Mittelwert 2009	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	16.8	15.5	10.8
Mittelwert 2010	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	18.1	17.2	9.4
Mittelwert 2011	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	17.7	17.7	10.4
Mittelwert 2012	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	18.8	18.3	-

Die **Konzentration** des gelösten Phosphors im Grundwasser, das durch den Schotterdamm in die **Obere Alte Donau** diffundiert (Q1+4+10A), wurde jener des Wasserparks gleichgesetzt (Punkt 7), mit auffälligen saisonalen Schwankungen und zumeist einem Frühjahrsmaximum (Abb. 3-29). Die Einzelmessungen sowie die Jahresmittelwerte in der Sonde S 21-103, die das umströmende Grundwasser repräsentiert (Q1+4+10B), lagen deutlich höher (Tab. 3-7). Dadurch unterscheiden sich die Ausgangsbedingungen von jenen, auf denen die Stoffbilanz 2003–2005 basierte (vgl. Kap. 3.7). Mit jedem Wassertausch der Alten Donau ist nämlich eine Spülung des Wasserparks verbunden, wodurch dieser seit Beginn der Maßnahmen im Jahr 2006 eine kontinuierliche Verbesserung der Nährstoff-situation erfuhr. Die Gewichtung dieser beiden Einträge erfolgte jedenfalls analog zur Chlorid-Bilanz im Verhältnis 2 : 3 für den Grundwasser-Eintrag durch den Damm und dessen Umströmung.

Für das oberflächlich aus der UAD in die OAD einströmende Wasser wurde der Totalphosphorgehalt der Standorte 3o und U6 in der UAD herangezogen. Trotz starker saisonaler Schwankungen, mit Höchstwerten während der Sommermonate, liegen die Jahresmittelwerte nur wenig unter jenen des gelösten Phosphors im zuströmenden Grundwasser (Abb. 3-29 und Tab. 3-7).

Für den Niederschlag wurde eine Phosphor-Konzentration von einheitlich $15 \mu\text{g L}^{-1}$ angenommen. Damit weist die nasse Deposition ähnliche P-Gehalte wie das zuströmende Grundwasser bzw. das Freiwasser der Alten Donau auf.

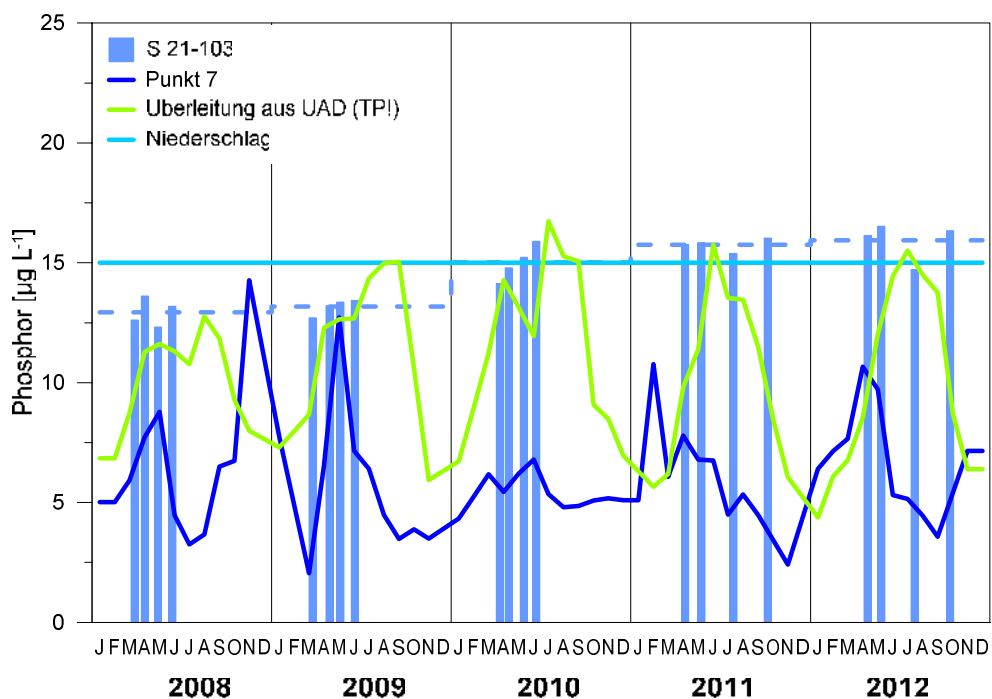


Abb. 3-29 Konzentrationen des gelösten Phosphors [in $\mu\text{g L}^{-1}$] in den Einträgen über Grundwasser und Niederschläge in die Obere Alte Donau sowie TP-Gehalte in den oberflächigen Überleitungen aus der UAD. Neben den Einzelmessungen in der Grundwassersonde S 21-103 sind strichliert die daraus berechneten und für die Bilanz verwendeten Jahresmittelwerte dargestellt.

Tab. 3-7 Minimale und maximale Konzentrationen sowie Jahresmittelwerte (2008 bis 2012) des gelösten Phosphors im zuströmenden Grundwasser (Punkt 7, S 21-103) der Oberen Alte Donau sowie der TP-Gehalte in den Überleitungen aus der UAD (3o, U6).

		Punkt 7	S 21-103 (Q1+4+10)	3o, U6 (Über)
Einzelwerte 2008-2012	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	2.1–14.3	12.3–16.5	4.4–16.7
Mittelwert 2008	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	6.9	12.9	9.7
Mittelwert 2009	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	5.6	13.2	10.7
Mittelwert 2010	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	5.4	15.0	11.5
Mittelwert 2011	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	5.7	15.8	9.4
Mittelwert 2012	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	6.6	15.9	9.8

Aus der hydrologischen Bilanz und den Phosphorkonzentrationen der Bilanzglieder wurden die **Phosphor-Einträge** berechnet. Im Vergleich zum Chlorid wird die Phosphorbilanz auf der Eintragsseite – neben dem Grundwasser, der Dotation aus der Neuen Donau und den Niederschlägen – durch vier weitere Bilanzglieder bestimmt: dem Phosphor-Input durch die Laubzersetzung, durch Wasservögel, durch Fütterung sowie durch Badegäste.

Der monatliche Phosphor-Eintrag in die **Untere Alte Donau** lag zwischen 6 und 38 kg, gemittelt über die fünf Bilanzjahre bei 16 kg (Abb. 3-30). Der relative Anteil der einzelnen Bilanzglieder wies dabei eine beträchtliche saisonale Variabilität auf (Abb. 3-31). Während der Badesaison machte der Phosphor-Input durch Badende bis zu knapp 75% des gesamten Phosphor-Eintrags aus, das entspricht einer monatlichen Fracht von bis zu 27 kg. Findet ein Wassertausch außerhalb der Badesaison statt, dominiert dieses Bilanzglied die Eintragsseite. Im Oktober 2011 betrug der Anteil aus der Dotation der Neuen Donau fast 80% des gesamten Phosphor-Inputs. Da jedoch das eingeleitete Wasser relativ phosphorarm ist, umfasste die eingebrachte Menge zu diesem Zeitpunkt trotzdem nur rund 20 kg. Gegenüber diesen beiden, auf wenige Wochen bzw. Monate konzentrierten Eintragsquellen, findet über das Grundwasser ein vergleichbar kontinuierlicher Phosphor-Zustrom statt. Betrachtet man also eine gesamte Saison bzw. alle fünf Bilanzjahre ist knapp die Hälfte des P-Eintrags auf das Grundwasser (Monatsmittelwert: 7 kg) zurückzuführen. Die Hauptmenge des unterirdisch zugeführten Phosphors gelangt dabei im Sommer und über den Bereich Q22 in die UAD. Auch die Wasservögel tragen nicht unmaßgeblich zur Erhöhung des P-Pools bei, mit einem Input von bis zu 2.5 kg. Dieser Maximalwert tritt häufig zwischen September und März auf, wenn viele Wasservögel die Alte Donau als Winterquartier aufsuchen. Da in diesem Zeitraum die anderen Eintragsquellen oft keine oder nur untergeordnete Rollen spielen, kann der Anteil dann bis zu 30% ausmachen. Durch die Zersetzung von Blättern und der damit verbundenen Rücklösung erfolgt ein weiterer Input schwerpunktmäßig im Herbst. Allerdings konzentriert sich dieser Eintrag nur auf wenige Wochen und erreicht unter den angenommenen Bedingungen nie mehr als 2% (< 0.1 kg pro Monat). In der gleichen, niedrigen Größenordnung liegt die Phosphor-Belastung durch das Anfüttern von Fischen. Stochastisch erfolgt der Phosphor-Input über Niederschläge, in regenreichen Monaten können bis zu 1.9 kg in die UAD gelangen.

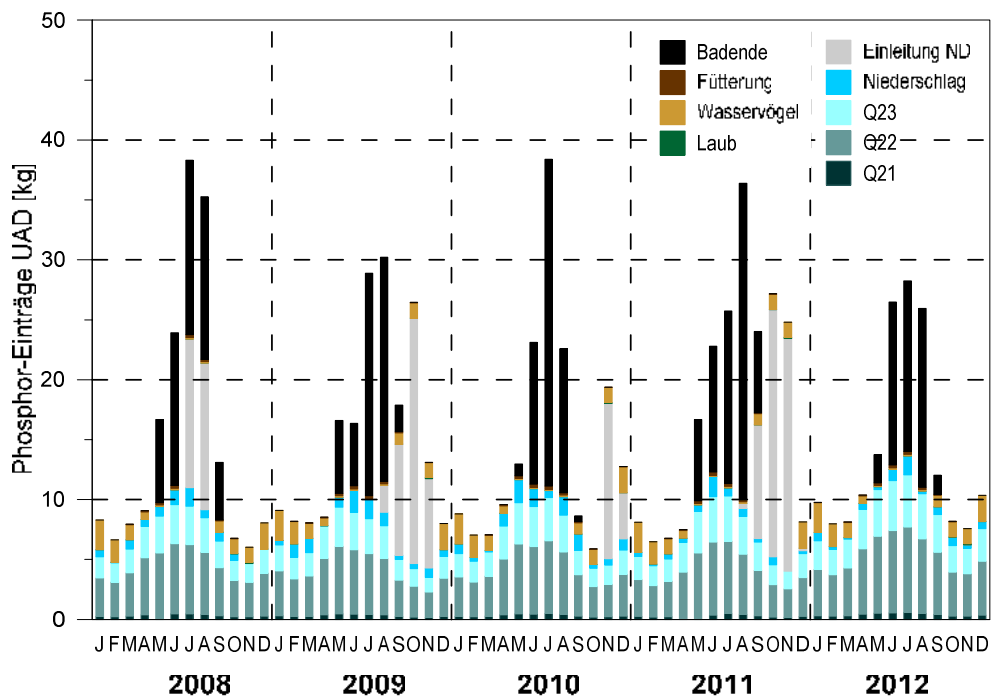


Abb. 3-30 Monatliche Phosphor-Einträge [kg] in die Untere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zuströmendes Grundwasser (Q21, Q22 und Q23), Niederschlag, Dotation aus der Neuen Donau, Laubfall, Wasservögel, Fütterung und Badegäste (während der Absenkhase wird der Eintrag bei Q21 durch die Ausleitung kompensiert; Erklärung in Kap. 2.1).

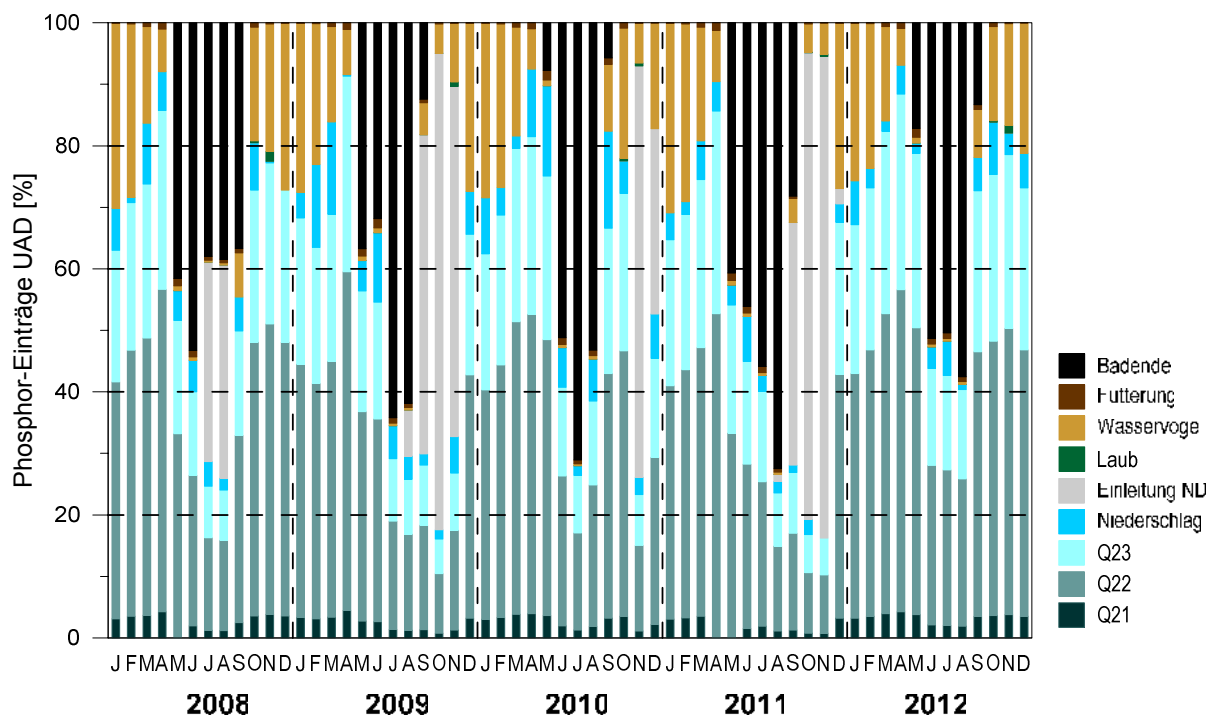


Abb. 3-31 Relative Anteile der monatlichen Phosphor-Einträge [kg] in die Untere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zuströmendes Grundwasser (Q21, Q22 und Q23), Niederschlag, Dotation aus der Neuen Donau, Laubfall, Wasservögel, Fütterung und Badegäste.

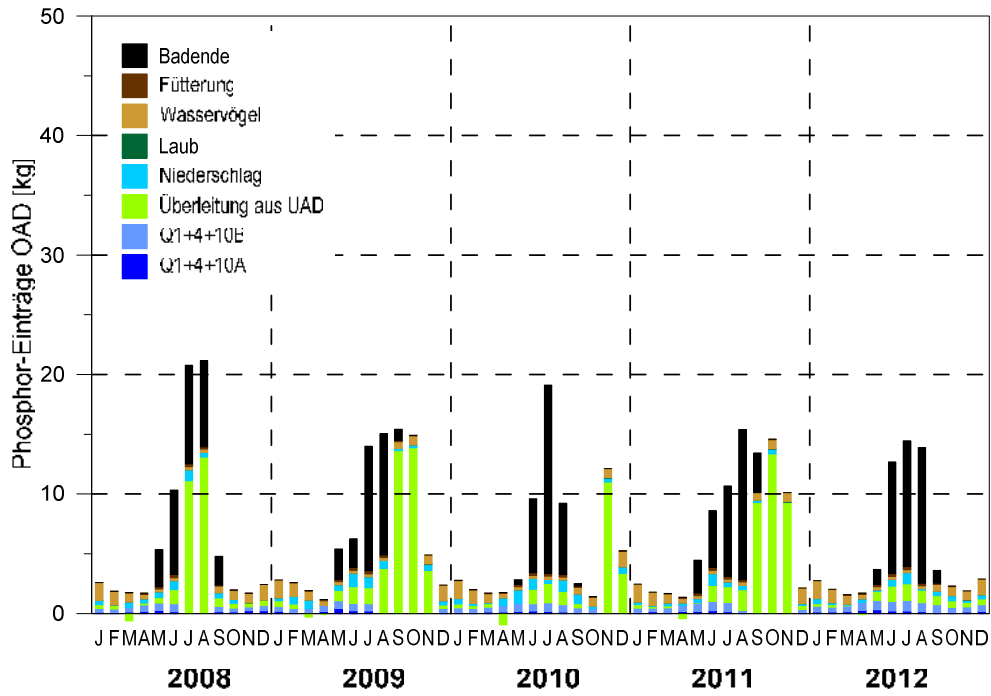


Abb. 3-32 Monatliche Phosphor-Einträge [t] in die Obere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zuströmendes Grundwasser (Q1+4+10A und Q1+4+10B), Überleitung aus UAD, Niederschlag, Laubfall, Wasservogel, Fütterung und Badegäste (während des Wassertausches wird der Eintrag bei Q1+4+10 durch die Ausleitung kompensiert; Erklärung in Kap. 2.1).

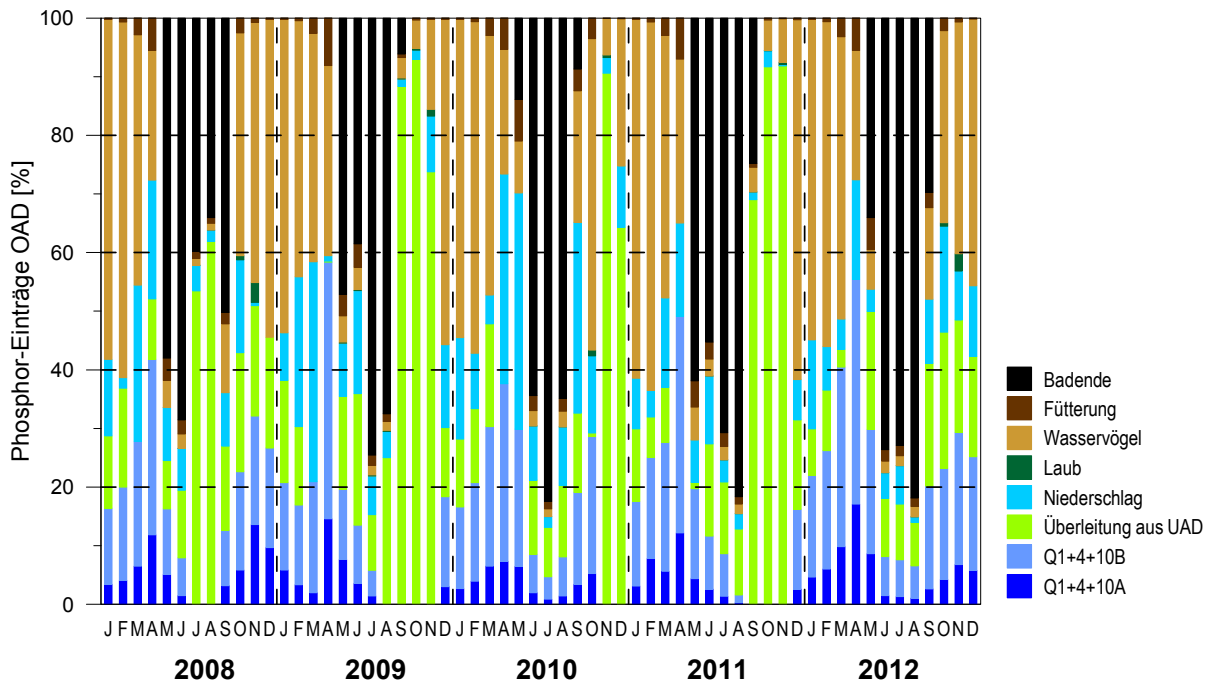


Abb. 3-33 Relative Anteile der monatlichen Phosphor-Einträge [kg] in die Obere Alte Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern zuströmendes Grundwasser (Q1+4+10A und Q1+4+10B), Überleitung aus UAD, Niederschlag, Laubfall, Wasservogel, Fütterung und Badegäste.

In der **Oberen Alten Donau** reichten die monatlichen Phosphor-Einträge von 1–21 kg (Mittelwert: 6 kg). Es dominieren sehr eindeutig zwei Bilanzglieder: das sind die Badegäste mit einem Input von bis zu 16 kg sowie die oberflächige Überleitung aus der UAD, mit der insbesondere während eines Wassertausches bis zu 14 kg Phosphor in die OAD eingebracht werden (Abb. 3-32). Wie bereits diskutiert dominieren diese beiden Größen zwar nur wenige Monate, erreichen dann aber einen relativen Anteil von bis zu 82% bzw. 93% (Abb. 3-33). Außerhalb der Badesaison und wenn keine Dotation aus der Neuen Donau erfolgt, wird die Phosphorbilanz auf der Eintragsseite eindeutig durch Wasservögel bestimmt. Bei insgesamt geringem Input, erreichte der Anteil des von Vögeln eingebrachten Phosphors bis zu 63%, das sind bis zu 1.5 kg monatlich. Der über Niederschläge und Grundwasser in die OAD transportierte Phosphor lag gemittelt über die fünf Bilanzjahre bei rund 0.5 kg im Monat und erreichte nie Frachten über $1.1 \text{ kg Monat}^{-1}$. Der Input durch den Laubfall ist selbst in den Herbstmonaten mit maximal 0.1 kg (< 4%) vernachlässigbar, ebenso jener durch das Anfüttern von Friedfischen (Höchstwert: 0.3 kg).

3.3.2 Jahresfrachten der Einträge

Basierend auf den Bilanzjahren 2008 bis 2012 ergeben sich unter Aufsummierung der Monatsfrachten die in Abb. 3-34 dargestellten durchschnittlichen Phosphor-Jahresfrachten für die Obere und Untere Alte Donau.

In die **Obere Alte Donau** werden jährlich 76 kg Phosphor eingetragen, wobei knapp 40% durch den Badebetrieb, beschränkt auf die Monate Mai bis September, eingebracht werden. Fast ebenso bedeutend sind die Überleitungen aus der UAD, die maßgeblich erhöht durch die Wassertauschmaßnahmen, 34% ausmachen. Ähnliche, aber bereits deutlich geringere Anteile gehen auf die Wasservögel, den Grundwasserzustrom und die Niederschläge zurück (5–8 kg bzw. 6–11%). Das Anfüttern von Fischen bedeutet nur eine geringe P-Belastung (1 kg bzw. 2%) und der auf wenige Wochen im Jahr konzentrierte Eintrag durch den herbstlichen Laubfall umfasst sogar nur 0.1% (Abb. 3-34).

In die **Untere Alte Donau** gelangen pro Jahr 186 kg Phosphor, bezogen auf das Volumensverhältnis von 1 : 2 zwischen OAD und UAD ist der jährliche Eintrag in beide Becken vergleichbar. Den Hauptanteil am Phosphor-Input hat im Unterschied zur OAD der Grundwasserzustrom mit 85 kg bzw. 45%. An zweiter Stelle liegt der Eintrag durch Badegäste in Höhe von jährlich 54 kg (29%), der sich im Unterschied zum saisonal relativ homogenen Grundwasserzuzug auf wenige Monate im Sommer konzentriert. Ebenfalls zeitlich begrenzt sind die Einleitungen aus der Neuen Donau im Rahmen des Wassertausches, ihr Beitrag für die P-Bilanz der UAD liegt bei 26 kg (14%). Dieselbe Menge strömt während eines Jahres in die OAD! (siehe oben). Der Kot von Wasservögeln belastet das Gewässer mit jährlich 12 kg Phosphor (7%), während über die nasse Deposition 8 kg eingebracht werden (rund 4%). Durch das Anfüttern von Fischen und den herbstlichen Laubfall gelangen hingegen weniger als jeweils 1.5 kg bzw. 1% in die UAD.

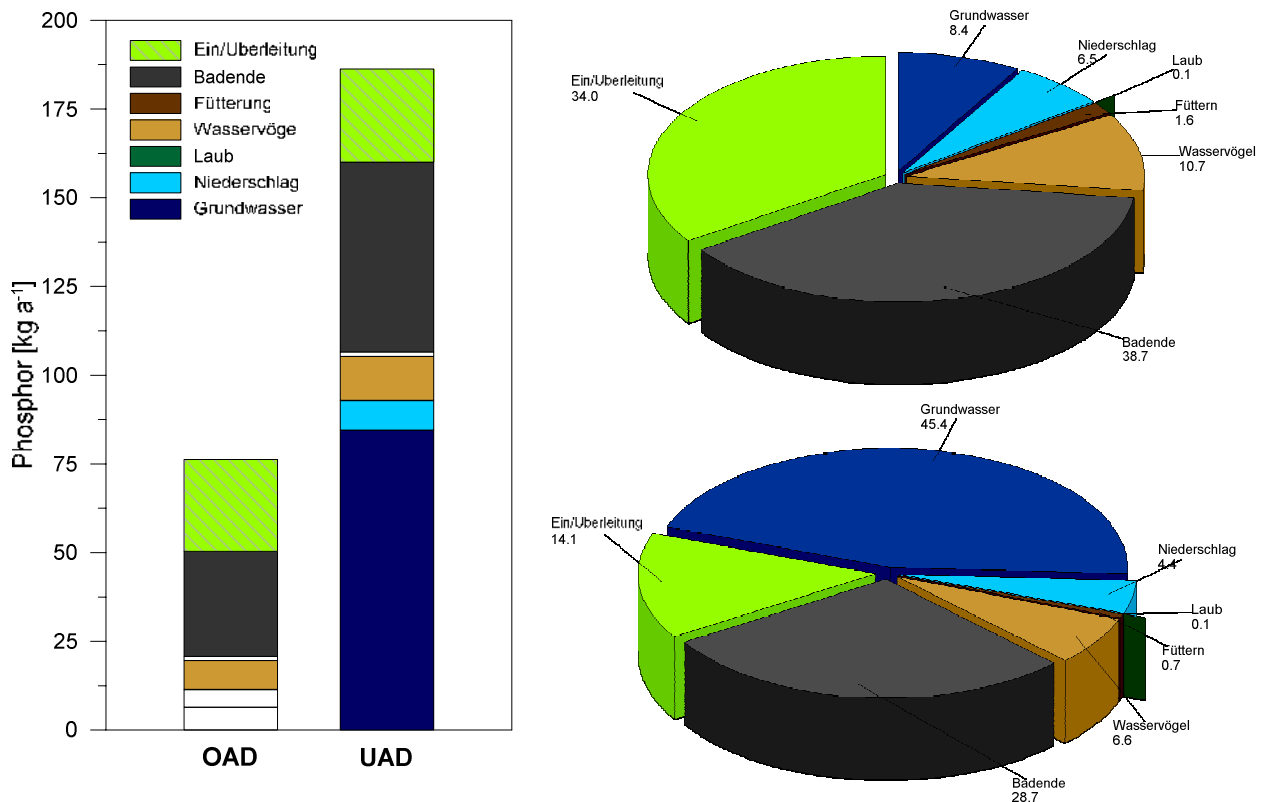


Abb. 3-34 Gesamtphosphor-Jahresfrachten (links) in die Obere und Untere Alte Donau sowie relative Anteile (rechts) für die fünf Bilanzjahre 2008–2012.

Zur Plausibilitätskontrolle wurde auf Basis des Vollenweider-Modells (1968) der Trophie-Grad der Unteren und Oberen Alten Donau als eine Wahrscheinlichkeitsfunktion des Phosphoreintrags abgeschätzt und mit der tatsächlichen Nährstoffsituation verglichen (Kap. 3.3.5).

3.3.3 Konzentrationen und Monatsfrachten der Austräge

Auf der Seite der berücksichtigten Phosphorausträge stehen der Grundwasserabfluss, die Ableitungen aus der UAD zur Absenkung des Wasserspiegels im Frühjahr, die Ausleitungen aus der OAD während des Wassertaushes sowie die Überleitung von UAD in OAD.

Für die Abstrombereiche der OAD Q5, Q6 und „Sperrbrunnen Altlastensicherung Bruckhauften“ sowie für die Bereiche in der UAD Q7, Q8 und Q9 wurden die **Konzentrationen** für gelösten Phosphor aus den jeweiligen Freiwasser-Abschnitten zur Berechnung herangezogen. In der UAD wurden dabei meist geringfügig niedrigere DP-Gehalte gemessen als in der OAD (Abb. 3-35), die Jahresmittel lagen bei rund $3 \mu\text{g L}^{-1}$ und $2.6 \mu\text{g L}^{-1}$. Signifikant höhere Konzentrationen ergeben sich für die Ausleitungen aus der UAD über das Kaiserwasser und in die Lobau sowie für die Überleitung aus der UAD in die OAD (rund $10 \mu\text{g L}^{-1}$), da in diesen Fällen der Totalphosphor berücksichtigt wurde. Fließt Wasser von der OAD in die UAD – fallweise während der Absenkung – wurden Konzentrationen um $11 \mu\text{g L}^{-1}$ berücksichtigt. Während eines Wassertaushes wurde Neue Donau-

Wasser mit einem TP-Gehalt von durchschnittlich $11 \mu\text{g L}^{-1}$ eingeleitet und im Mittel phosphorreicherer Wasser aus der OAD ($13 \mu\text{g L}^{-1}$) in den Wasserpark ausgeleitet.

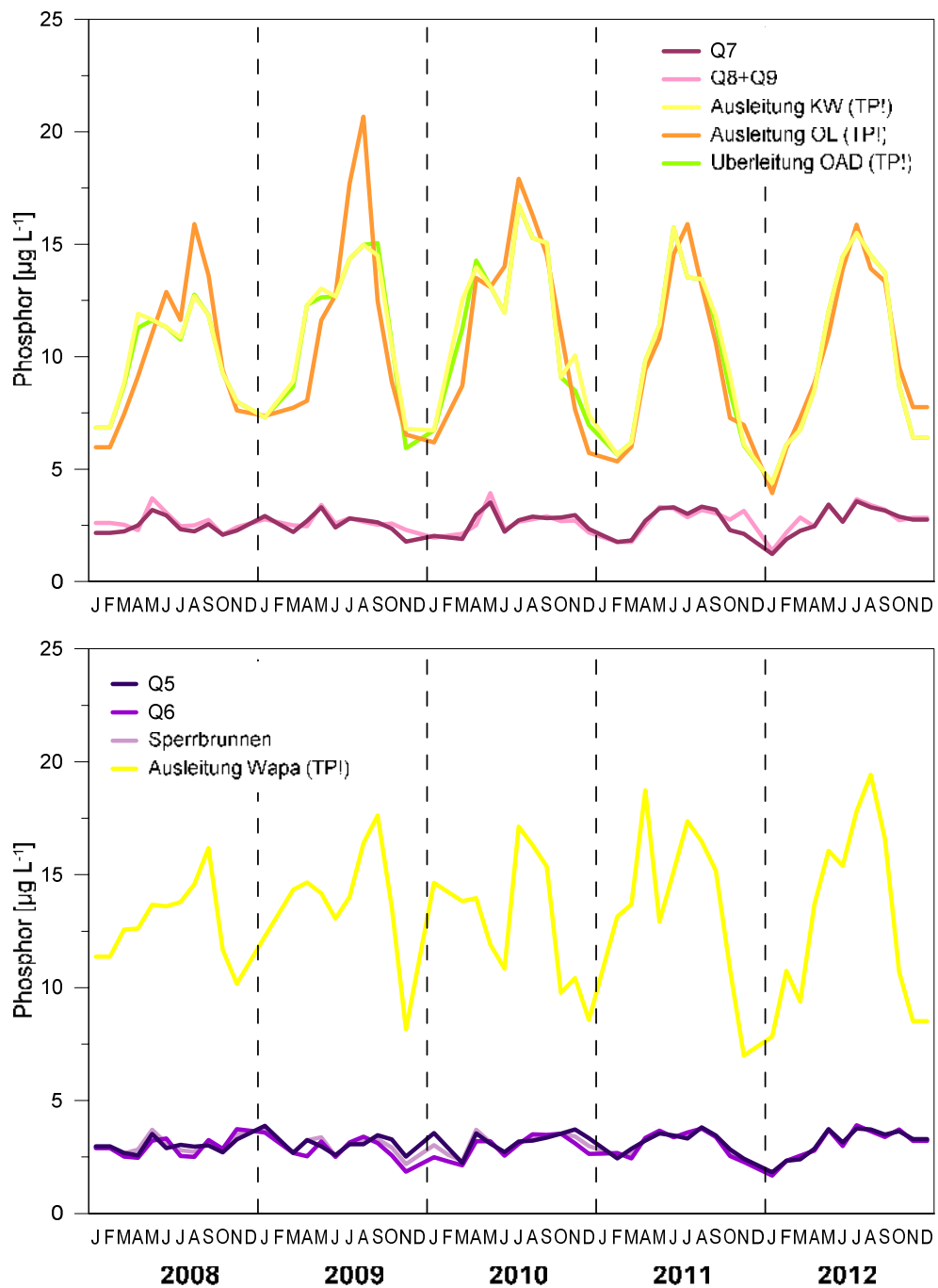


Abb. 3-35 Zeitlicher Verlauf der Phosphor-Konzentration [in mg L^{-1}] in der Unteren Alten Donau (oben) und der Oberen Alten Donau (unten), aufgetrennt nach den für die Abstrombereiche bzw. der Überleitung und Ausleitung relevanten Abschnitte (Erläuterung in Kap. 3.3.3). Für den Grundwasserabstrom (Q5, Q6, Sperrbrunnen sowie Q7, Q8+Q9) wurden die Konzentrationen des gelösten Phosphors herangezogen, für die oberflächigen Überleitungen aus der UAD in die OAD, die Ausleitung aus der UAD (KW und OL) sowie der OAD (Wasserpark) die Totalphosphor-Gehalte.

Für die Berechnung der **Phosphor-Austräge** wurden die gleichen Bilanzglieder berücksichtigt wie in der Chloridbilanz (Abb. 3-36 und Abb. 3-37).

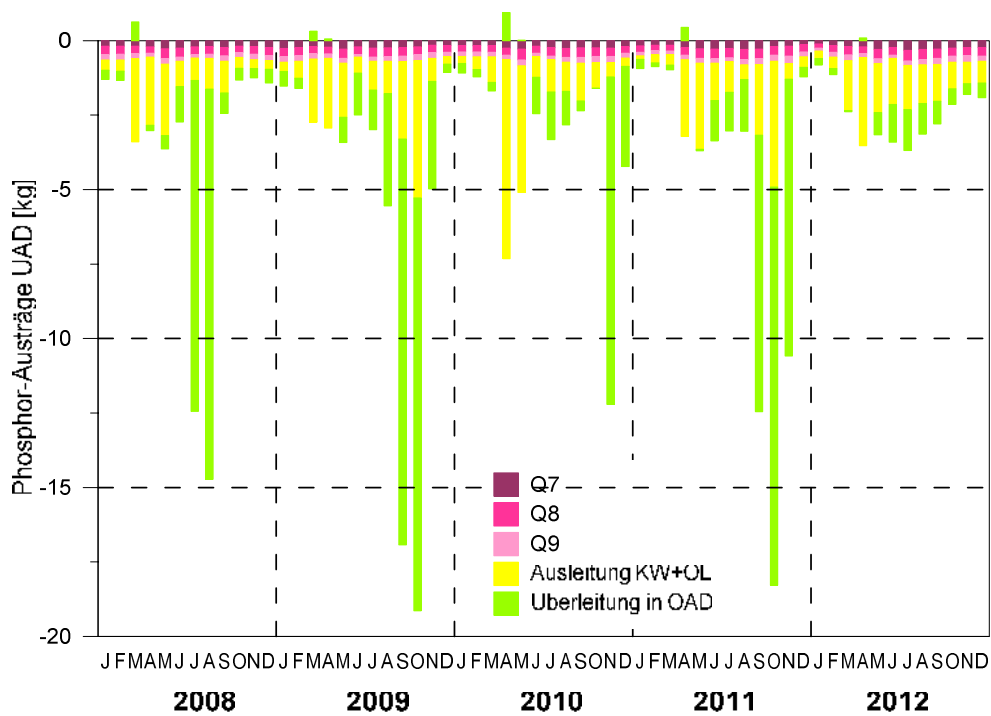


Abb. 3-36 Monatliche Phosphor-Austräge [kg] aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den Bilanzgliedern abströmendes Grundwasser (Q7, Q8 und Q9), Ausleitung (KW und OL) und Überleitung in die OAD.

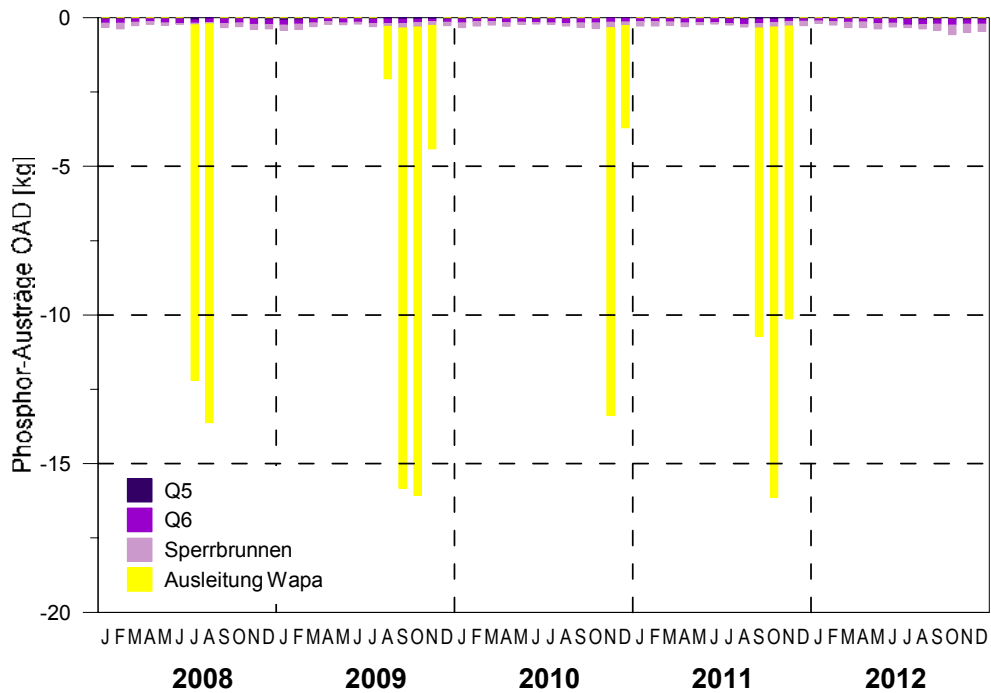


Abb. 3-37 Monatliche Phosphor-Austräge [kg] aus der Oberen Alten Donau über die drei Grundwasserbereiche (Q5, Q6 und der Sperrbrunnenkette Altlastensicherung Bruckhausen) und die Ausleitung über den Wasserpark.

Durch den Grundwasserabstrom wurden der **Unteren Alten Donau** monatlich im Mittel ca. 0.7 kg Phosphor abgezogen, die sich gleichmäßig auf die drei Bereiche Q7 bis Q9 aufteilten (Abb. 3-36). Fast doppelt so hoch waren die Ausleitungen im Rahmen der Absenkung bzw. des Wassertausches mit rund 1.3 kg. Diese Fracht ist wesentlich davon abhängig, ob ein Wassertausch durchgeführt wird und ob eine Dotation der Oberen Lobau möglich ist. In diesem Fall kann das aus der Neuen Donau eingeleitete Wasser *via* UAD weiter in die Lobau geführt werden. Auch die oberflächigen Überleitungen in die OAD werden maßgeblich durch den Wassertausch beeinflusst, da bei dessen Stattfinden ein Großteil des aus der Neuen Donau in die UAD eingeleiteten Wassers in die OAD weitertransportiert wird. Wird ein Wassertausch durchgeführt, wie in den Jahren 2008 bis 2011, macht die in die OAD abgeführte P-Fracht 1.5–3.3 kg aus, ohne Wassertausch (Saison 2012) nur 0.6 kg.

In der **Oberen Alten Donau** wird Phosphor permanent über Grundwasser aus dem System entfernt (Abb. 3-37). Allerdings ist der Abstrom über die Bereiche Q5, Q6 und der Sperrbrunnenkette der Altlastensicherung Bruckhausen extrem niedrig mit insgesamt nur 0.3 kg im Monatsmittel. Vielfach höhere Frachten verlassen die OAD während eines Wassertausches. In diesen Phasen beträgt der Phosphorausstrag über den Wasserpark zwischen 2 und 16 kg pro Monat.

3.3.4 Bilanz

Die oben beschriebene geringe Bedeutung der Phosphorausträge wird aus nachfolgenden Abb. 3-38 und Abb. 3-39 deutlich. Sowohl in der UAD als auch in der OAD übersteigen die Einträge die Austräge bei weitem. Die Nettobilanz ist zwar in allen Monaten positiv (Abb. 3-40), von Mai bis August ist der Nettoeintrag jedoch mit Abstand am höchsten. Der Phosphor-Eintrag durch Badende verursacht in diesem Zeitraum einen Anstieg des Nettoeintrags in der UAD auf bis zu 35 kg monatlich und in der OAD auf immerhin 19 kg.

Die Konzentration von Gesamtphosphor im Freiwasser der Unteren und Oberen Alten Donau in den Jahren 2008 bis 2012 ist in Abb. 3-41 dargestellt. Die Werte basieren auf den Untersuchungsergebnissen sämtlicher Oberflächen-Messstellen im Gewässer (UAD: 1o, 3o, U2, U4, U6, ZP1, ZP2; OAD: 4o, 5o, U8, U10, U12, ZP3). Die UAD wies meist geringere Konzentrationen auf als die OAD, wobei in der OAD die Schwankungsbreite im Beobachtungszeitraum zunahm.

Vergleicht man die gemessenen und nach dem Bilanzmodell berechneten TP-Mengen bestehen eklatante Unterschiede (Abb. 3-42). Die Abweichung von Soll (Bilanz) und Ist in den Jahren 2008 bis 2012 kann als jene Phosphormenge betrachtet werden, die nicht durch die berücksichtigten Bilanzglieder (vgl. Kap. 2.3) erklärt wird. Sie betrug in den für die Bilanz herangezogenen fünf Jahren in der Unteren Alten Donau fast 700 kg und in der Oberen Alten Donau etwa 250 kg.

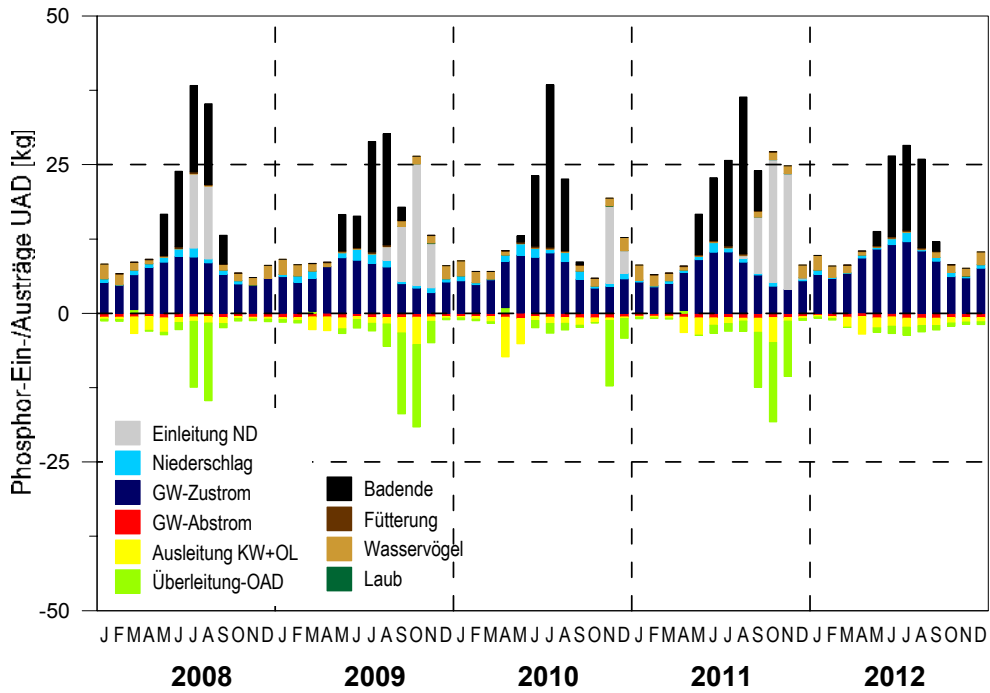


Abb. 3-38 Gegenüberstellung der monatlichen Phosphor-Einträge und Austräge [kg] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

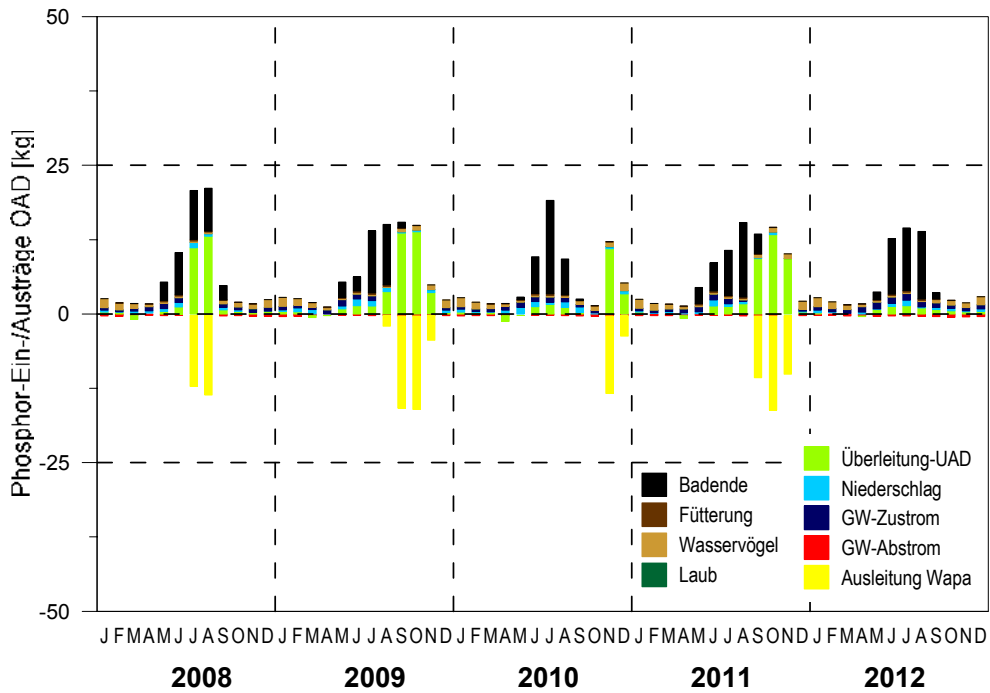


Abb. 3-39 Gegenüberstellung der monatlichen Phosphor-Einträge und Austräge [kg] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

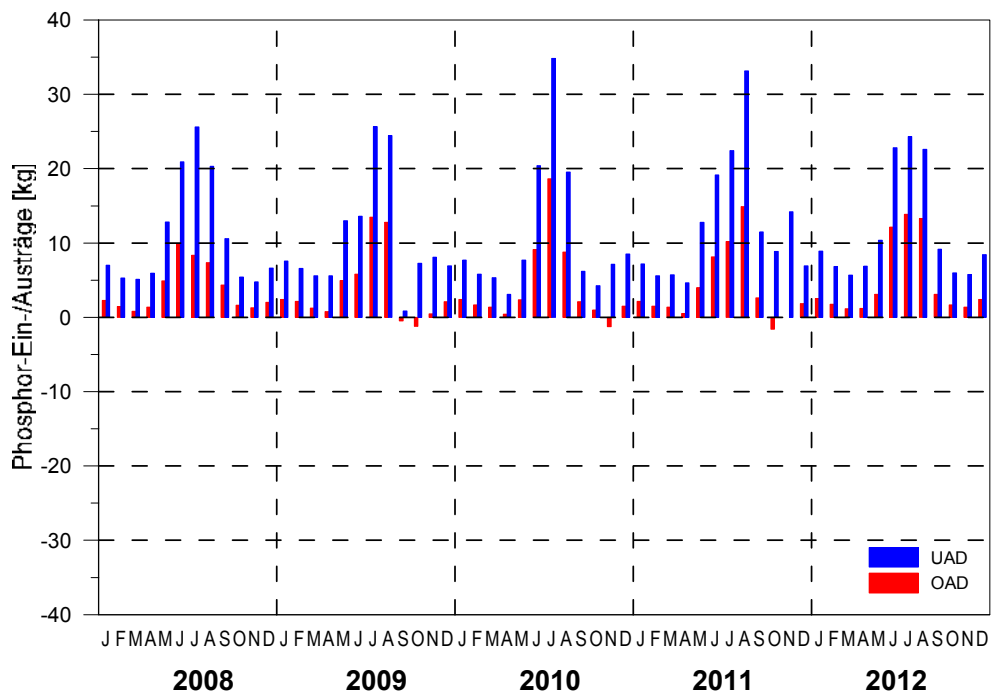


Abb. 3-40 Monatsbilanz der wöchentlichen Phosphor-Einträge und Austräge [kg] in die bzw. aus der Unteren und Oberen Alten Donau, unter Berücksichtigung des Grundwasserzu- und -abstroms, des Niederschlags, der Einleitung aus der Neuen Donau, der Ausleitungen in die Lobau, in das Kaiserwasser und über den Wasserpark, der Überleitung von UAD in OAD sowie des Laubfalls, der Wasservögel, der Fütterung und der Badegäste.

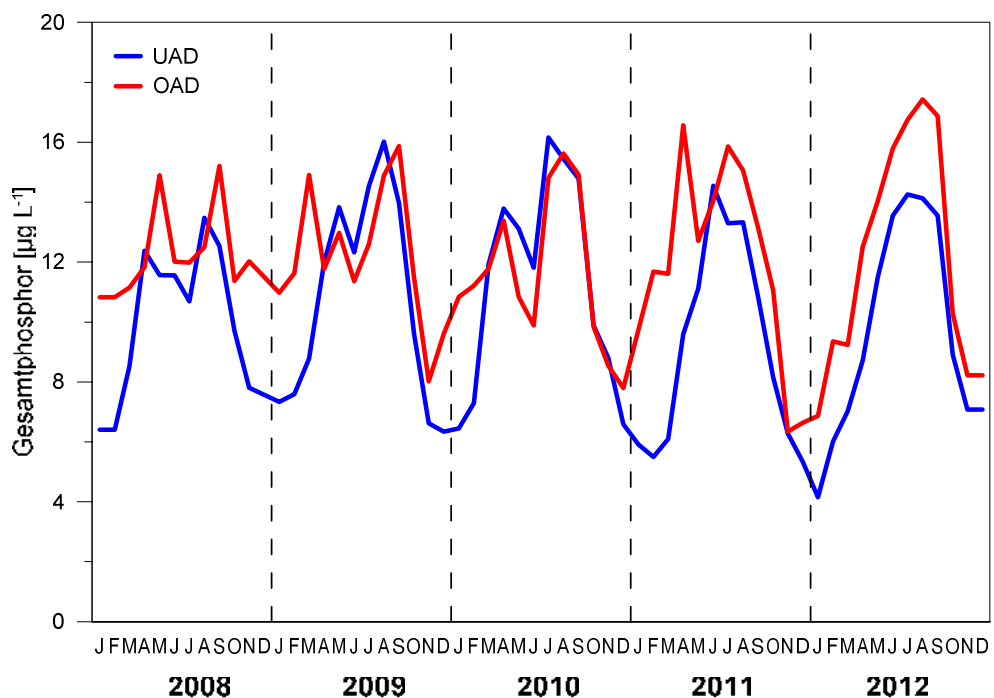


Abb. 3-41 Konzentrationen von Gesamtphosphor [$\text{in } \mu\text{g L}^{-1}$] in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012.

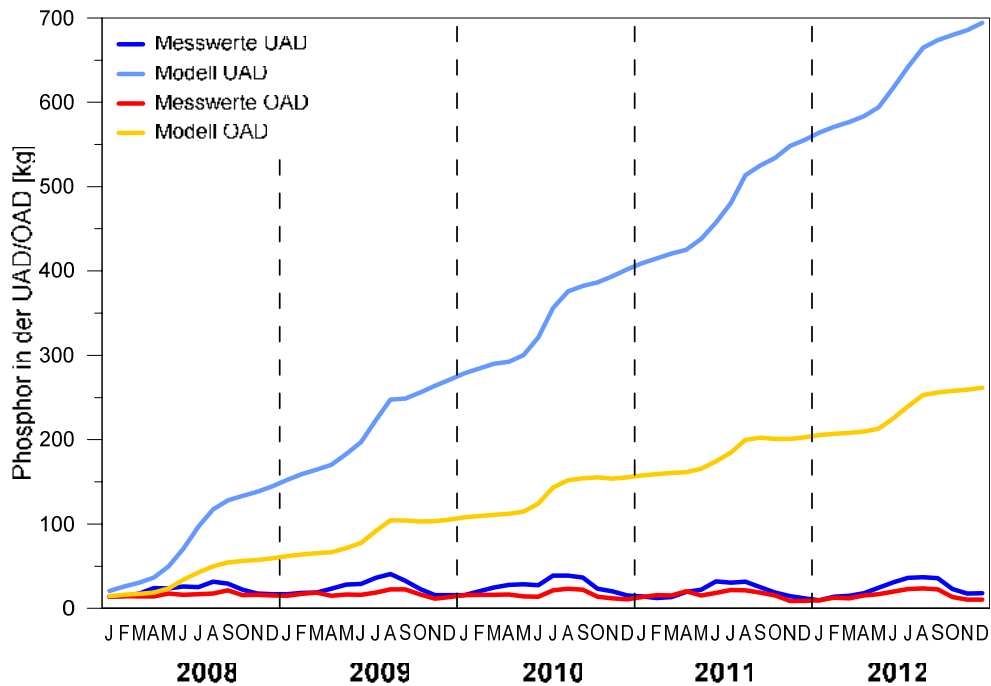


Abb. 3-42 Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Gesamtphosphor-Menge im Volumen der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012.

Das **Bilanzmodell** für Phosphor wurde grundsätzlich analog dem Chloridbilanzmodell erstellt, ist aber ungleich komplexer als dieses. Während Chlorid kaum in biologische Prozesse involviert ist, ist Phosphor verschiedenen biologischen Umsetzungsprozessen unterworfen. Er liegt teils in freier gelöster Form, teils in partikulärer Form (in Organismen, an anorganische Partikel adsorbiert) vor, wechselt aber auch kurzfristig Bindungsform und damit Verfügbarkeit.

Hinzu kommt die Phosphoraufnahme durch Höhere Wasserpflanzen, deren Bestand sich in der Alten Donau in den vergangenen 15 Jahren massiv vergrößert hat. Nach erstmaliger Durchführung der Wasserspiegelabsenkung im Frühjahr 2002 hatte sich die Biomasse bis zum Sommer 2003 verdreifacht und betrug über 100 t (Pall 2004). Dominiert wird der Wasserpflanzenbestand in der Alten Donau seither von *Myriophyllum spicatum*, das Nährstoffe sowohl aus dem Freiwasser, aber auch über die Wurzeln aus dem Sediment aufnehmen kann. Erschwerend für die Abschätzung der Austauschprozesse zwischen dem Freiwasser, dem Sediment und den Wasserpflanzen kommt die Mahd hinzu. Im Zuge des Mähens wird der im Mähgut partikulär gebundene Phosphor dem System dauerhaft entzogen. Ein wahrscheinlich vernachlässigbar geringer Anteil wird außerdem über die Schnittflächen der Pflanzen bzw. durch Zersetzung des schwimmenden Mähguts in gelöster Form ins Freiwasser abgegeben. Ebenfalls kaum quantifizierbar ist jener P-Eintrag, der aus den vorübergehend am Ufer deponiertem Mähgut eingeschwemmt bzw. beim Mähen durch das Ablösen der Aufwuchsalgen freigesetzt wird.

Ins Sediment gelangt der Phosphor durch Sedimentation von Organismen und durch Adsorption an sedimentierte Tonminerale und Kalkpartikel. Die Konzentration des gelösten Phosphors im anaeroben Interstitialwasser des Sediments ist stets um mehrere Größenordnungen höher als im Freiwasser (Lampert & Sommer, 1993). Dass trotzdem keine stetige P-Diffusion in die Wassersäule erfolgt,

verhindern Eisenoxide, die mit dem Phosphor unlösliche Komplexe eingehen bzw. in der Alten Donau vor allem die Bildung von schwer abbaubarem Apatit-Phosphor (Riedler *et al.* 2005, in Vorb.). Tatsächlich sind Phosphorrücklösungen aus dem Sediment in der Alten Donau zumeist von untergeordneter Bedeutung, da die kalkreichen Sedimente auch bei reduzierenden Bedingungen eine hohe Phosphorbindungsfähigkeit ermöglichen. Nur in den Sommermonaten findet in Zusammenhang mit erhöhten Sauerstoffzehrungen über Grund eine P-Freisetzung aus dem Sediment statt, allerdings stets sehr kleinräumig, beschränkt auf die tiefen Bereiche der OAD beim „Birner Loch“ (Donabaum *et al.* 2013).

Jene Bilanzglieder, die bisher also nicht in die Modellierung eingingen, sind die Sedimentation, die Aufnahme durch Makrophyten sowie die Rücklösung aus dem Sediment und die Entnahme des Mähguts. Das entspricht jenen Prozessen, die den Nährstofftransfer zwischen Freiwasser, Sediment und Wasserpflanzen abdecken. Zur Rücklösung von Phosphor liegen zwar verschiedene Literaturangaben vor, doch erscheint die Spanne möglicher Werte zu groß, um für die gegenständliche Frage abgeschätzt werden zu können. Betreffend den Makrophytenbestand existieren zwar Angaben zur Biomasse, für eine Bilanzierung ist jedoch die Produktivität relevant, die – insbesondere unter dem Einfluss der Mahd – schwierig zu quantifizieren ist. Um zumindest einen Eindruck über die Bedeutung der Makrophyten im Phosphorhaushalt der Alten Donau zu erhalten, sind die jeweils im Zuge der Sommerkartierungen erhobenen Makrophytenbiomassen sowie die Lkw-Tonnagen an verführtem Mähgut gegenübergestellt (Tab. 3-8). Der Anteil des Trockengewichts beim Mähgut wurde – in Ermangelung von Daten pragmatisch – auf 5% geschätzt. Überdies wurde für den in den Makrophyten enthaltenen Phosphor eine Konzentration von 1.3 kg t TS^{-1} angenommen (unveröffentl. Analysen an *Myriophyllum spicatum* von DWS HYDRO-ÖKOLOGIE: *M. spicatum* macht rund 90% der Relativen Pflanzenmenge der Schwimmblattpflanzen und submersen Pflanzen in der Alten Donau aus).

Tab. 3-8 Makrophytenbiomasse (Sommertermine) in [t TS], Lkw-Tonnagen Mähgut in [t FG] sowie in [t TS] und der darin enthaltene Phosphor in [kg] in den Jahren 2008 bis 2012 in der Alten Donau (Faktor: 1.3255).

	Biomasse [t TS]	Phosphor Biomasse [kg]	Mähgut [t FG]	Mähgut [t TS]	Phosphor Mähgut [kg]
2008	357	476	970	49	64
2009	378	501	510	26	34
2010	367	486	280	14	19
2011	360	477	105	5	7
2012	290	384	72	4	5

Unter der Annahme, dass die Makrophytenbiomasse – inklusive dem entnommenen Material – ein einziges Mal pro Saison aufgebaut würde, wären dazu also rund 400–600 kg Phosphor nötig. Tatsächlich handelt es sich bei der in Tab. 3-8 angegebenen Biomasse nur um den sogenannten „*standing crop*“, also die momentan vorhandenen Biomasse, die über die Produktivität der Pflanzen keine Aussage zulässt. Folglich erlauben auch die anhand von Momentaufnahmen berechneten, enthaltenen Phosphormengen keine Abschätzung der tatsächlich in einer Saison umgesetzten P-

Mengen. In jedem Fall stehen den Makrophyten höchstens rund 40 kg a^{-1} aus dem Freiwasser zur Verfügung (vgl. Abb. 3-42), das entspricht größenordnungsmäßig jener Menge, die durch die Mahd jährlich dem System entzogen wird – impliziert aber auch, dass der überwiegende Teil ohnehin aus dem Sediment aufgenommen werden müsste.

Da eine Quantifizierung dieser drei Aspekte also höchst spekulativ erfolgen müsste, werden diese im Folgenden als Netto-Deposition zusammengefasst, welche je nach Überwiegen von Rücklösung P_R , Brutto-Sedimentation P_{S-b} oder Aufnahme durch Makrophyten positive oder negative Werte annehmen kann:

$$-P_{D-n} = -P_{S-b} - P_M + P_R \quad (6)$$

Das Sediment bzw. der Wasserpflanzenbestand der Alten Donau fungieren mit wenigen Ausnahmen als Nährstofffalle, sodass die die Nettodeposition meist negativ wird (Abb. 3-43). Nur fallweise zu Beginn des Jahres bis maximal April wurden höhere Phosphormengen im Freiwasser gemessen, als dies das Bilanzmodell nahe legen würde. In diesen Monaten wurde also Phosphor aus dem Sediment und/oder den Makrophyten in das Freiwasser ausgetragen und bedingte eine positive Netto-Deposition.

Die Netto-Deposition wird aus den übrigen Bilanzgliedern abgeleitet und anschließend anhand der Schwebstoffkonzentrationen im Freiwasser sowie der Sedimentationsrate einer Plausibilitätsprüfung unterzogen (Kap. 3.3.5).

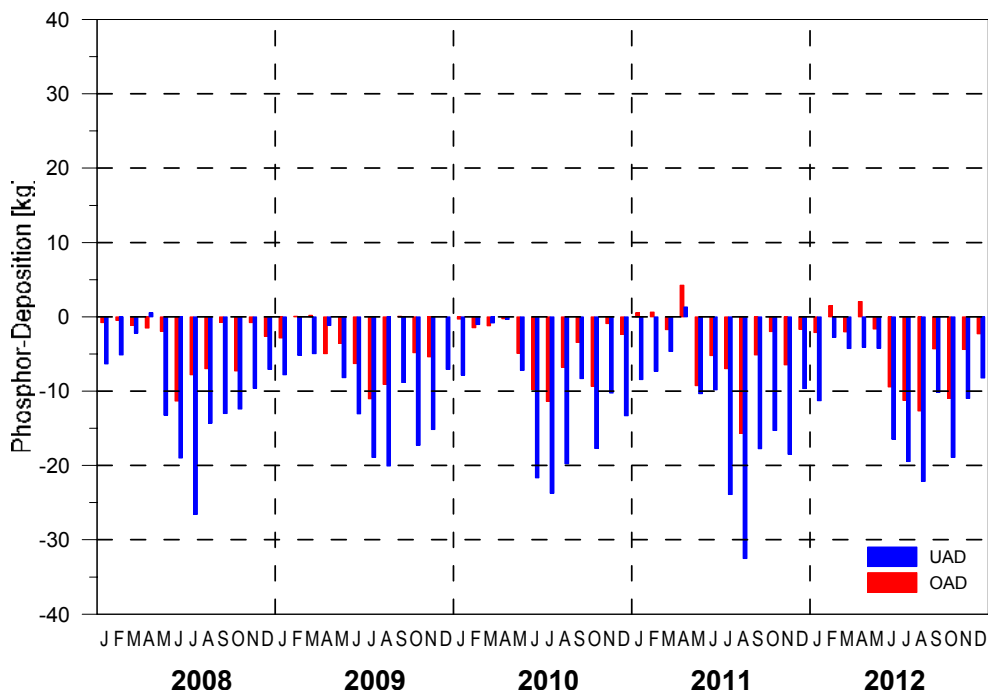


Abb. 3-43 Aus dem Bilanzmodell nicht erklärte Verluste und Zugewinne an Gesamtphosphor in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Diese Bilanzgröße kann im negativen Bereich weitgehend als dauerhafte Deposition von Phosphor im Sediment bzw. vorübergehende Festlegung im Makrophytenbestand interpretiert werden. Positive Werte entsprechen einem Netto-Austrag aus dem Sediment bzw. den Wasserpflanzen.

3.3.5 Plausibilitätsprüfung

Nettodeposition

Zur Plausibilitätsprüfung der Nettodeposition werden zwei Ansätze verfolgt:

- 1) Unter der Annahme, dass die Sedimentationsrate mit der Sestonmenge korreliert, wurde der Verlauf der Netto-Phosphordeposition der Gesamtschwebstoff-Konzentration im Freiwasser gegenüber gestellt (Abb. 3-44).

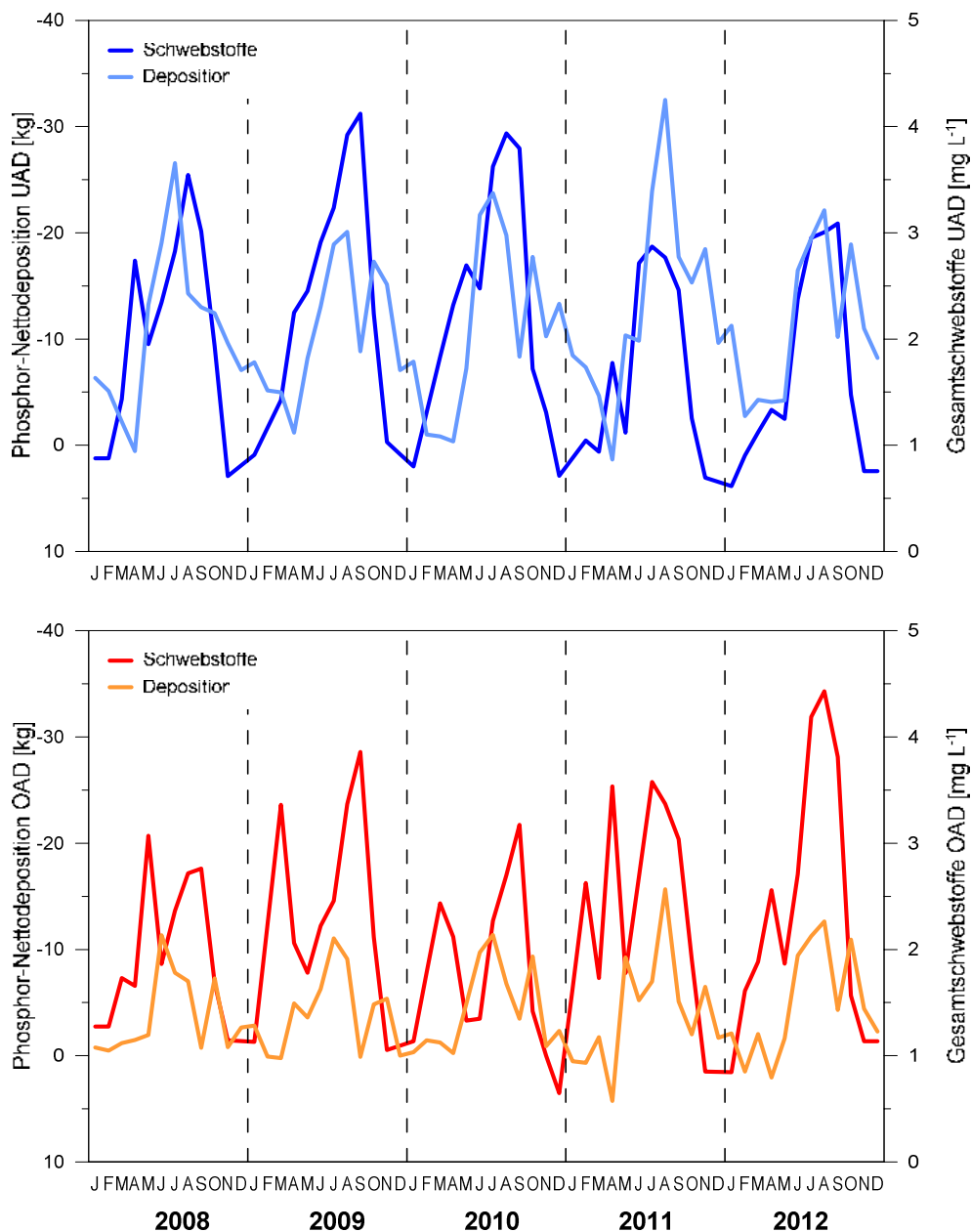


Abb. 3-44 Netto-Phosphordeposition und Gesamtschwebstoff-Konzentration in der Unteren Alten Donau (oben) und in der Oberen Alten Donau (unten) in den Jahren 2008–2012.

Der Jahresverlauf der Kurven – beide weisen ein Sommermaximum auf – stimmt grundsätzlich überein. Obwohl sich allerdings die Schwebstoff-Gehalte in beiden Becken kaum unterscheiden, ist in

der OAD die Deposition deutlich geringer als in der UAD. Eine Gegenüberstellung der beiden Größen in einer linearen Regression ergibt zwar nur einen schwache Erklärung der beobachteten Variabilität (gleitender Mittelwert über 3 Monate, jeweils $r^2 = 0.4$), der ursächliche Zusammenhang zwischen höheren Schwebstoffkonzentrationen infolge höherer Planktondichten und erhöhter Phosphor-deposition durch Sedimentation des in den Algen partikulär gebundenen Phosphors kann jedoch zumindest augenscheinlich – wenn auch nicht statistisch abgesichert – nachvollzogen werden.

2) Die im Jahr 2015 erhobenen **P-Konzentrationen im Sediment** der Alten Donau (Riedler, in Vorb.) wurden auf die Gesamtfläche der Oberen und Unteren Alten Donau hochgerechnet und mit jener Jahresfracht verglichen, die sich auf Grund der bilanzierten Sedimentationsraten (vgl. Abb. 3-44) ergibt (Tab. 3-9):

Tab. 3-9 Gegenüberstellung der TP-Menge in der obersten 1-cm-Schichte der gesamten Sedimentfläche der Unteren und Oberen Alten Donau basierend auf den Aufnahmen 2015 und der jährlichen Sedimentationsrate basierend auf dem Bilanzmodell 2008–2012.

		UAD	OAD
TP im Frischsediment	[mg cm ⁻³]	0.095	0.102
TP in der obersten 1-cm-Schichte eines m ²	[mg m ⁻²]	947	1018
TP in der obersten 1-cm-Schichte der ges. Sedimentfläche	[kg]	896	575
Sedimentationsrate lt. Phosphor-Bilanz	[kg a ⁻¹]	136	50
Sedimentationsrate lt. Phosphor-Bilanz	[mm a ⁻¹]	1.5	0.9

Die Gegenüberstellung zeigt, dass die bilanzierte Sedimentationsrate um etwa den Faktor 10 niedriger ist, als die tatsächlich im Frischsediment gemessenen P-Konzentrationen. Der jährliche Zuwachs – basierend auf der Stoffbilanz – ist zwar mit 1–1.5 mm a⁻¹ relativ gering, kann aber für ein mesotrophes Gewässer, wie der Alten Donau, als durchaus plausibel angesehen werden. Die für den Zeitraum 2003–2005 berechneten Sedimentationsraten lagen in der gleichen Größenordnung (Riedler *et al.* 2009). Ein Vergleich mit Daten aus der Neuen Donau (Weilguni *et al.* 2000, Wolfram *et al.* 2001, Wolfram & Humpesch 2003 und 2004) unterstützt die getroffenen Annahmen und Hypothesen. Ausgehend von einem P-Gehalt im Frischsediment von 0.11 mg cm⁻³ ergibt das gleiche Rechen-schemata für die Untere Stauhaltung eine jährliche Sedimentationsrate von 6–12 mm und für die Obere Stauhaltung – nach mehrmaligen kleineren Hochwassereinträgen im Jahr 2001 – sogar 8–24 mm. Im eutrophen Heustadelwasser steht einer P-Konzentration von 0.08–0.14 mg cm⁻³ Frischsediment eine Sedimentationsrate von 9–16 mm a⁻¹ gegenüber (Riedler *et al.* 2005).

Im Rahmen des Monitorings der Neuen Donau wurde eine Aufstockung des gelösten Phosphors im Grundwasser der Donauinsel gegenüber dem Freiwasser der Neuen Donau von rund 20 µg L⁻¹ festgestellt (Kreuzinger *et al.* 2009). Würde ähnliches in der Alten Donau zutreffen, käme es zu einer deutlichen Reduktion der Nettodeposition. Abgesehen davon, dass sehr wenig über die Prozesse in den Sedimenthorizonten bekannt ist und diese demgemäß auch nicht nur annähernd quantifiziert werden können, sprechen die Ergebnisse der Interstitialuntersuchung der Alten Donau gegen eine solche Vervielfachung. Vielmehr wurden in den obersten Sedimentschichten nur wenig höhere Werte als im Freiwasser erhoben (Riedler *et al.*, 2005, in Vorb.).

Phosphoreintrag

Auf Basis des Vollenweider-Modells (1968) kann der Trophie-Grad eines stehenden Gewässers als eine Wahrscheinlichkeitsfunktion des Phosphoreintrags abgeschätzt werden.

Für die Prognose der Gesamtphosphor-Konzentrationen in der Unteren und Oberen Alten Donau wurde eine modifizierte Formel, nämlich das Mischreaktor-Modell (OECD, 1982), angewandt:

$$P_{\lambda} = 1,55 \times \left(\frac{P_i}{1 + \sqrt{t_w}} \right)^{0,82}$$

mit P_{λ} = prognostizierter mittlerer Gesamtphosphor [$\mu\text{g l}^{-1}$]

P_i = mittlere Gesamtphosphorkonzentration aus dem Zustrom [$\mu\text{g l}^{-1}$]

t_w = theoretische Aufenthaltszeit des Zuflusswassers (= Volumen/Zufluss [Jahre])

Das Modell stützt sich auf zwei Komponenten, um die interessierenden Größen abzuschätzen: einerseits den quantitativen hydrologischen Aspekt, welcher in die Verweildauer einfließt, und andererseits den qualitativen Nährstoffeintrag (Phosphorkonzentration) aus dem Zustrom. Für die theoretische Aufenthaltszeit des Zuflusswassers wurden das Grundwasser, die Niederschläge sowie die Überleitung von UAD in OAD und die Einleitungen aus der Neuen Donau berücksichtigt. Bei der Berechnung der mittleren Phosphorkonzentration aus dem Zustrom werden neben den TP-Gehalten in den genannten Zustromgrößen der Eintrag durch Badende, Wasservögel, Anfütterung und Laubfall herangezogen.

Ein Vergleich zwischen den prognostizierten Gesamtphosphor-Konzentrationen und den tatsächlich gemessenen Werten zeigt eine Überschätzung um rund 1/3 (Tab. 3-10). Ließe man den Phosphor-Eintrag von jenen Bilanzgliedern außer Acht, denen kein Zufluss gegeben über steht (Badegäste, Wasservögel, Anfütterung und Laub), ergäbe das Mischreaktor-Modell einen prognostizierten Totalphosphorgehalt von $11 \mu\text{g L}^{-1}$ für die UAD und $8 \mu\text{g L}^{-1}$ für die OAD. Für die UAD würde dieser Wert nun vielmehr den tatsächlichen Gegebenheiten entsprechen, für die OAD käme es hingegen zu einer Unterschätzung, im gleichen Ausmaß wie zuvor die Überschätzung (vgl. auch Kap. 3.5).

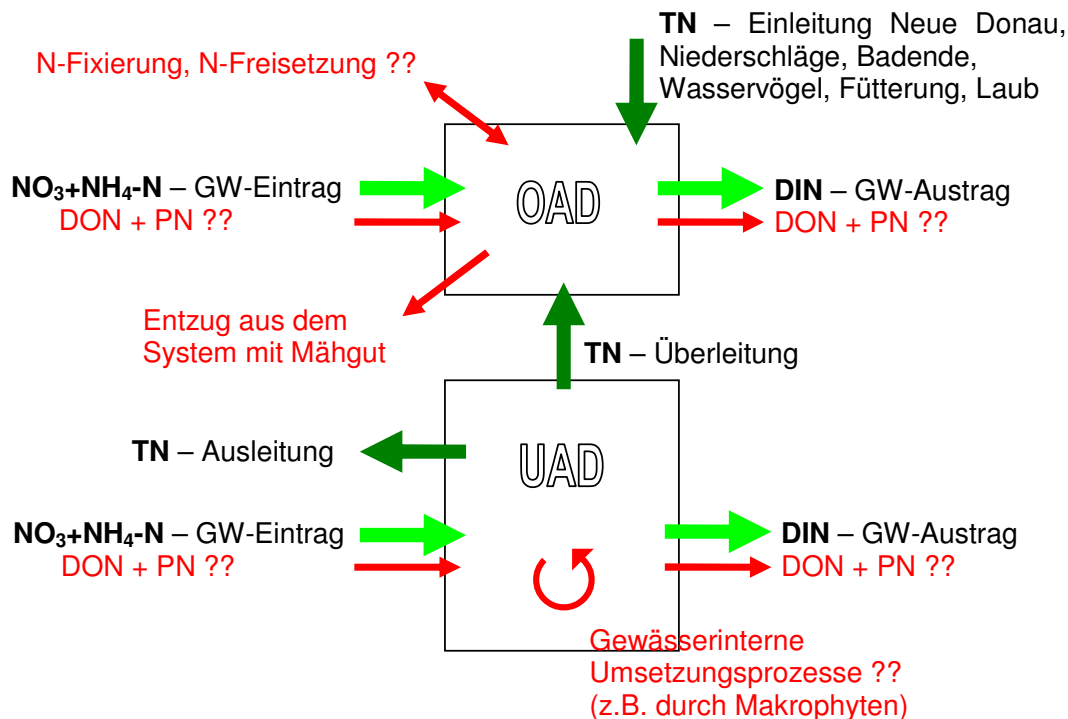
Tab. 3-10 Eingangsgrößen zur Prognose der Gesamtphosphor-Konzentrationen sowie entsprechende Ergebnisse nach dem Mischreaktor-Modell (OECD, 1982) in der Unteren und Oberen Alten Donau.

		UAD	OAD
Volumen	m^3	2 310 111	1 384 177
Zufluss	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	0.253	0.112
TP _{Zufluss}	$\mu\text{g l}^{-1}$	25	31
TP _{See} prognostiziert	$\mu\text{g l}^{-1}$	15	17
TP _{See} gemessen	$\mu\text{g l}^{-1}$	10	12

3.4 Sonstige Bilanzen

3.4.1 Gegenüberstellung der Stickstoffein- und -austräge

Stickstoff kommt in Gewässern in einer Vielzahl unterschiedlicher Formen vor: molekular als N_2 , organisch gebunden in Aminosäuren, Proteinen und Huminstoffen sowie als Ammonium, Nitrit und Nitrat. Als wesentliche Quellen nennt Wetzel (1983): Niederschläge, N-Fixierung im Freiwasser und Sediment, oberflächige, zum Teil diffuse Einträge und den Grundwasserzustrom. Andererseits geht dem Gewässer Stickstoff verloren durch: oberflächige Abflüsse, Denitrifikation, gefolgt von N_2 -Freisetzung in die Atmosphäre sowie andauernder Sedimentation von organischen und anorganischen N-Komponenten.



In der vorliegenden Studie konnte von vorneherein nur ein kleiner Teil der genannten Ein- und Austragsgrößen berücksichtigt werden (Abb. 3-45 und Abb. 3-46), zudem wurden nicht alle Stickstofffraktionen erhoben, sodass die Grundwasserströme ausschließlich auf den anorganischen, gelösten N-Verbindungen Nitrat-N und Ammonium-N basieren, während für die übrigen Ein- und Austräge der Gesamtstickstoff (TN) herangezogen wurde (vgl. Kap. 2.4.1). Die oben stehende Skizze soll veranschaulichen, welche Größen in die „Bilanz“ einfließen und welche nicht berücksichtigt werden konnten, weil sie entweder nicht gemessen wurden (Nitrit-N, DN bzw. DON und PN) oder aufgrund ihrer Komplexität von vorneherein weder erhoben noch abgeschätzt werden konnten (Fixierung und Freisetzung von N_2 , „gewässerinterne Prozesse“ wie beispielsweise Nitrifikation und Denitrifikation, Bindung durch Makrophyten, Entzug aus dem System durch entnommenes Mähgut). Dazu soll erwähnt werden, dass der gelöste organische Stickstoff bis zu 50% des gesamten gelösten Stickstoffs ausmachen kann, wobei das Verhältnis von DON : PON in oligotrophen Gewässern höher ist (Wetzel 1983).

Ähnlich dem Phosphor dominiert in der Alten Donau der Stickstoff-Input gegenüber dem Output (Abb. 3-45). In die **Untere Alte Donau** werden in einem durchschnittlichen Monat rund 300 kg an Nitrat-N und Ammonium-N über das Grundwasser eingetragen. Während eines Wassertausches werden weitaus größere Stickstoffmengen aus der Neuen Donau eingebracht – bis zu 1.6 t – gemittelt über den Bilanzierungszeitraum teilt sich diese Fracht auf knapp 170 kg pro Monat auf. Badegäste belasten das Gewässer mit 76 kg und Wasservögel mit 16 kg. Über den Niederschlag gelangen weitere rund 50 kg in die UAD, nur von geringer Bedeutung ist der Stickstoffeintrag durch das Anfüttern von Fischen und den Laubfall (< 1.5 kg). Dem gegenüber steht ein Gesamt-Austrag von gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen in Höhe von knapp 180 kg, wovon etwa die Hälfte über die Ausleitungen in die Lobau und das Kaiserwasser verloren gehen. Ein Drittel wird in die OAD verfrachtet und weniger als 20% fließen über das Grundwasser ab. Wie in Abb. 3-45 sehr gut erkennbar, wird der unterirdische N-Export von den Wassertauschvorgängen beeinflusst, finden diese im Winter statt, wie in den Jahren 2009–2011, kommt es in den Folgemonaten zu einer Anstieg dieses Bilanzgliedes.

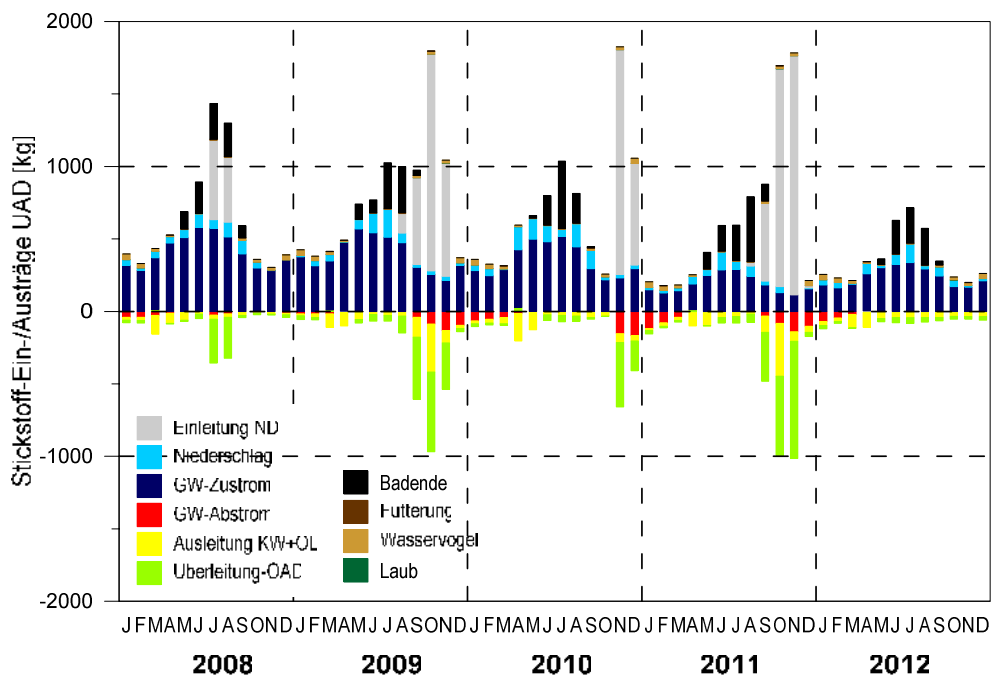


Abb. 3-45. Gegenüberstellung der monatlichen Stickstoff-Einträge und Austräge [kg] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Dass die **Obere Alte Donau** vom Grundwasserzustrom über weite Bereiche abgetrennt ist, zeigt die Abb. 3-46. Nur rund 80 kg Nitrat-N und Ammonium-N werden monatlich durch den Grundwasserzustrom in die OAD transportiert, das ist ähnlich viel wie durch die Überleitung aus der UAD eingetragen wird. Der Badebetrieb spielt mit ca. 40 kg Monat⁻¹ eine durchaus bedeutende Rolle, gefolgt vom Niederschlag mit etwa 30 kg. Der Wasservogelbestand trägt mit 10 kg zur Stickstoffbilanz bei, von geringer Bedeutung sind – vergleichbar mit der UAD – der herbstliche Laubeintrag und das Freizeitangeln. Ein Großteil der über die Neue Donau in die UAD eingeleiteten und in die OAD

weitertransportierten Stickstofffracht wird über den Wasserpark wieder abgegeben (65 kg Monat^{-1}). Das abfließende Grundwasser – in Summe 4 kg monatlich – teilt sich zur Hälfte auf das linksufrige Hinterland und die donauseitig gelegenen Sperrbrunnen auf.

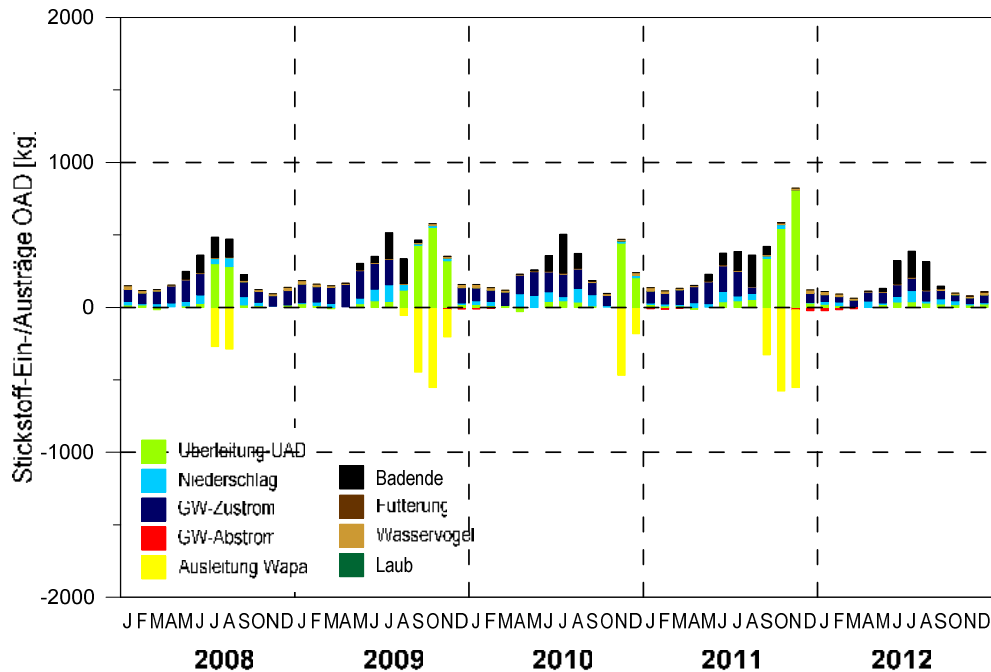


Abb. 3-46. Gegenüberstellung der monatlichen Stickstoff-Einträge und Austräge [kg] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Ein Vergleich zwischen der tatsächlich im Gesamtvolumen befindlichen Stickstoffmenge mit jener, die das Modell prognostiziert, ergibt insbesondere in der UAD beträchtliche Differenzen (Abb. 3-47). Am Ende der fünf bilanzierten Jahre würden demgemäß in der OAD 12 t Stickstoff verbleiben und in der UAD 28 t . Ähnlich eklatante Unterschiede ergab bereits auch der Soll-Ist-Vergleich der Phosphormengen in der Unteren und Oberen Alten Donau (vgl. Kap. 3.3.4).

In beiden Fällen unterliegt der betrachtete Parameter – wie bereits eingangs erwähnt – einer Vielzahl biogeochemischer Umsetzungen, wobei beim Stickstoff erschwerend hinzukommt, dass bereits zwischen der anaeroben und aeroben Sedimentschichte und in der Grenzzone zwischen Sediment und Freiwasser redoxabhängige Transformationen (Nitrifikation, Denitrifikation, Ammonifikation, assimilatorische Nitrat-Reduktion, N_2 -Fixierung) stattfinden, in die u.a. gelöste und partikuläre organische Stickstoffverbindungen involviert sind, die in der vorliegenden Bilanzierung von vorneherein nicht berücksichtigt wurden. Beispielsweise enthält das Interstitialwasser eine deutlich höhere Konzentration an gelösten Stickstoffverbindungen, insbesondere $\text{NH}_4\text{-N}$ und DON, als das darüber befindliche Pelagial (Wetzel 1983, Riedler in Vorb.). Trotz niedriger Diffusionsraten kann es vor allem in polymiktischen Gewässern wie der Alten Donau zu Aufwirbelungen des Sediments kommen, wodurch eine Resuspension ins Freiwasser erfolgen kann. Darüber hinaus wird die wenige mm dicke, oxidierte Grenzschicht verändert und mit ihr der bakterielle Abbau. Dieses Beispiel soll zeigen, dass die aus dem Sediment in die freie Wassersäule transportierten Stickstoffmengen folglich nicht

zwangsläufig mit den Frachten im Grundwasser übereinstimmen müssen. Es ist vielmehr anzunehmen, dass ein Teil der in den Zustromsonden gemessenen Nitrat-N- und Ammonium-N-Mengen schon im Sediment „abgefangen“ wird bzw. von den Wasserpflanzen direkt mit den Wurzeln aufgenommen wird.

Die beobachtete Differenz zwischen gemessenen und berechneten Stickstoffmengen in der Alten Donau ist also auf einen Komplex von Faktoren zurückzuführen, wobei die Bedeutung der Einzelkomponenten nicht abgeschätzt werden kann.

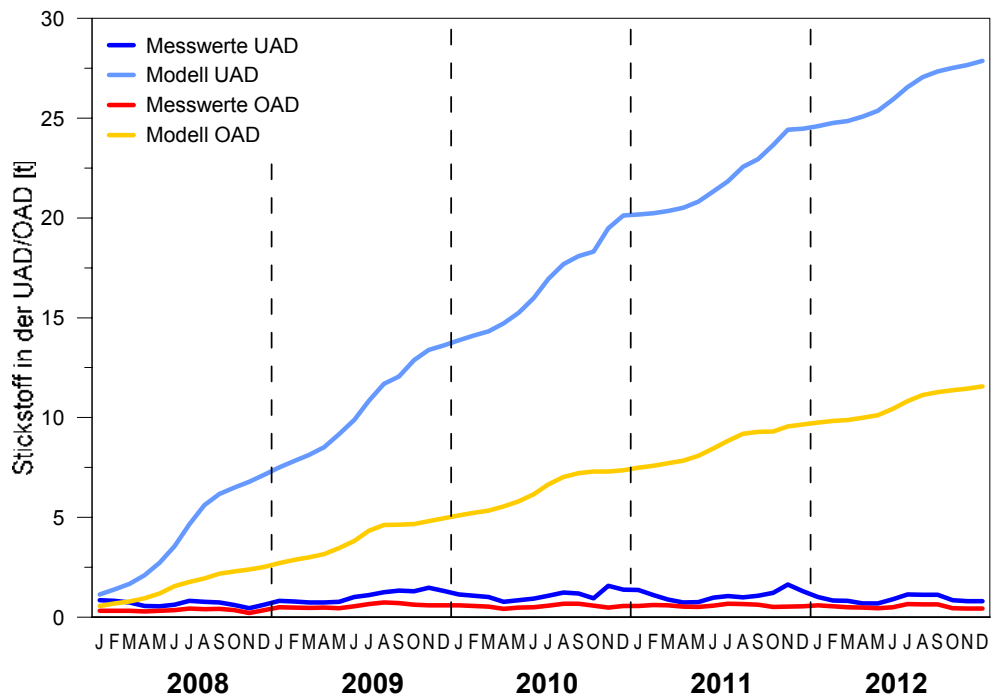


Abb. 3-47. Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Stickstoffmenge (t) in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Die Differenz entspricht jener Stickstoffmenge, die durch das Modell nicht erklärt wird.

3.4.2 Siliziumbilanz

Auch beim Silizium spielen in der **Unteren Alten Donau** die Austräge eine deutlich geringere Rolle als die Einträge, wobei aufgrund fehlender Daten über die Si-Konzentrationen im Niederschlag nur das Grundwasser und die Einleitungen aus der Neuen Donau als Input-Größen berücksichtigt wurden (Abb. 3-48). Durchschnittlich strömen pro Monat 1.4 t Silizium unterirdisch in die UAD, ein zusätzlicher Eintrag erfolgt während eines Wassertausches aus der Neuen Donau: dabei gelangen bis zu 4.5 t in die Alte Donau, berechnet für den gesamten Bilanzierungszeitraum beträgt die durchschnittliche Monatsmenge jedoch nur rund 0.3 t. Eine vergleichsweise geringe Fracht, nämlich nur rund 260 kg, werden monatlich ausgetragen und zwar jeweils rund 100 kg durch abströmendes Grundwasser und als Überleitung in die OAD. Weitere etwa 50 kg werden in die Obere Lobau und/oder über das Kaiserwasser oberflächlich ausgeleitet.

Neben den 111 kg Silizium aus der UAD erhält die **Obere Alte Donau** monatlich 132 kg Si aus dem Grundwasser. Ausgetragen wird eine durchschnittliche Fracht von ca. 60 kg Silikat pro Monat, davon 17 kg unterirdisch und 45 kg aufgrund des Wassertausches über den Wasserpark (Abb. 3-49).

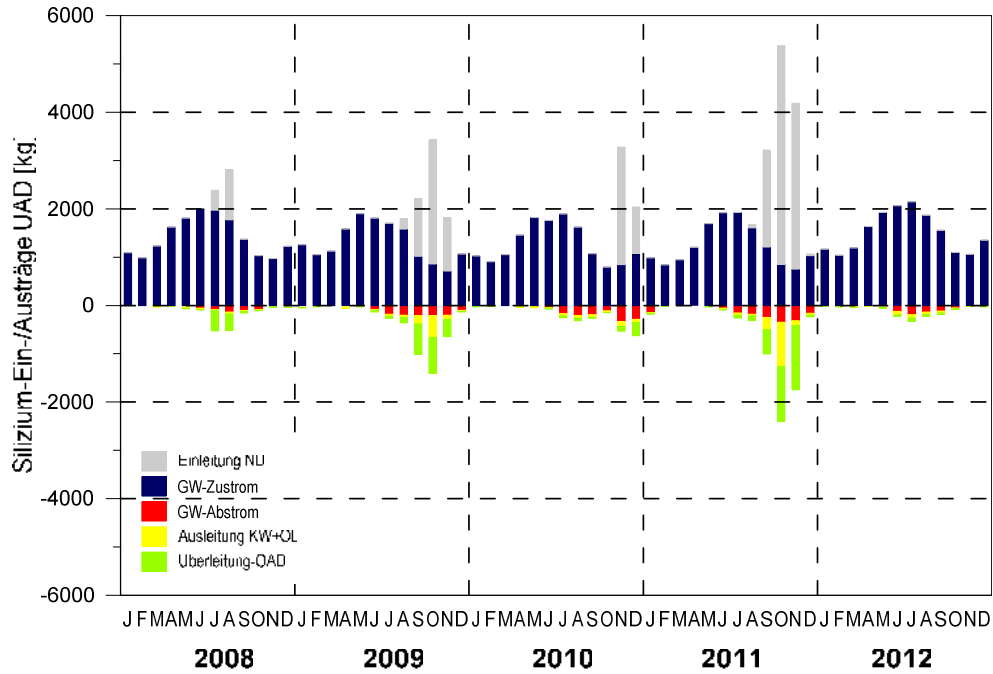


Abb. 3-48. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Silizium [kg] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

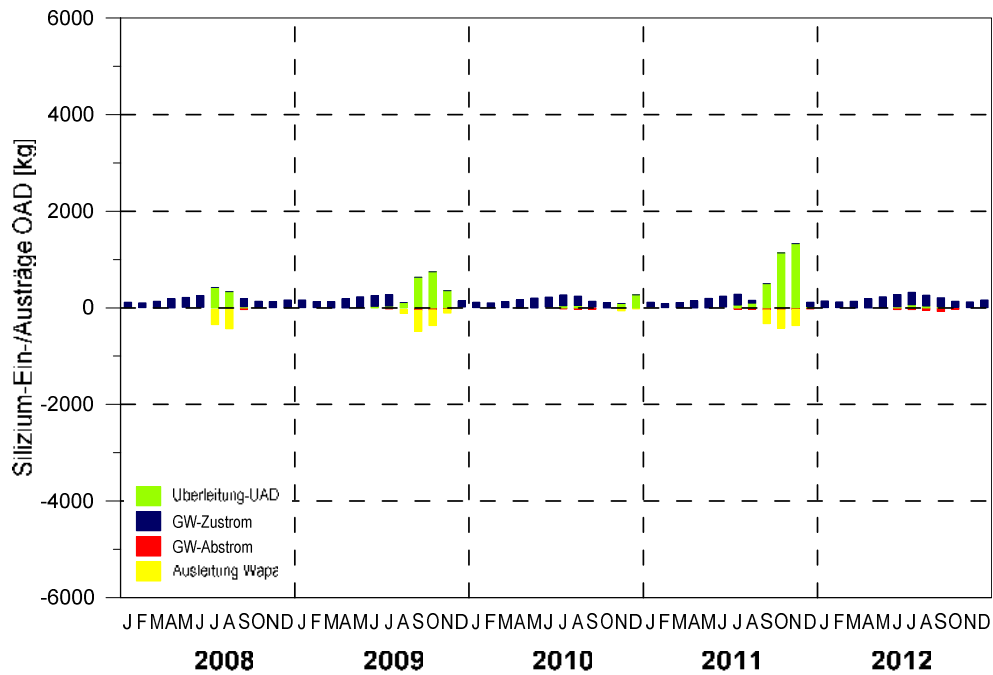


Abb. 3-49. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Silizium [kg] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Basierend auf diesen Bilanzgliedern ergibt sich – ähnlich den Stickstoffverbindungen – eine deutliche Diskrepanz zwischen den berechneten und den gemessenen, im Gewässer vorhandenen Silizium-Mengen (Abb. 3-50). Umfasst der Unterschied in der OAD nach fünf Jahren rund 10 t, sind es in der UAD ca. 85 t Silikat.

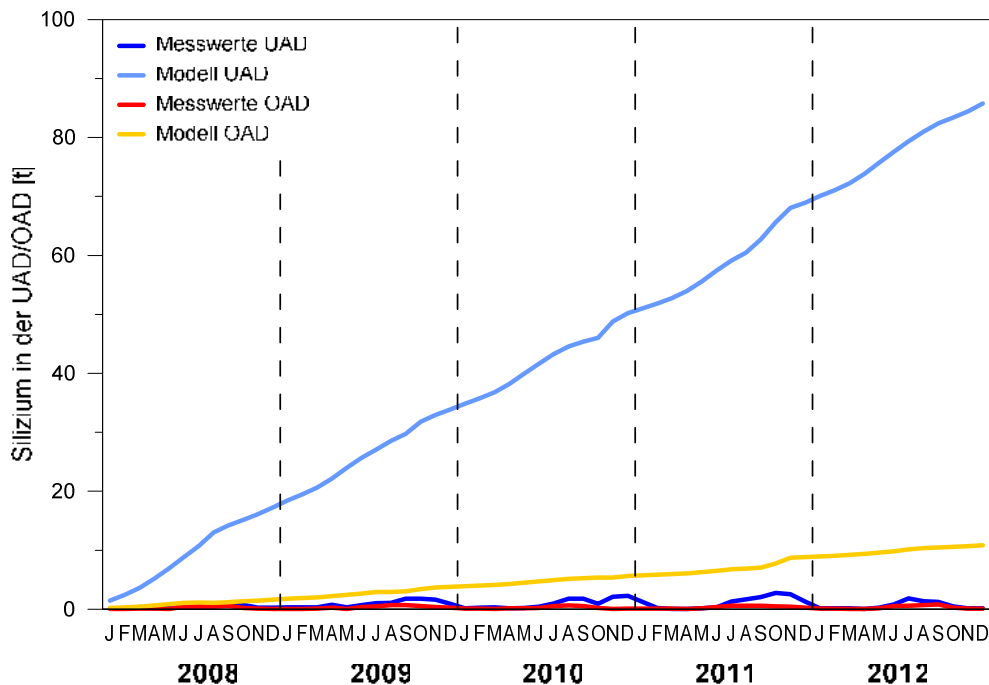


Abb. 3-50. Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Silizium-Menge (t) in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Die Differenz entspricht jener Silizium-Menge, die durch das Modell nicht erklärt wird.

Silizium wird von Kieselalgen als gelöstes Orthosilikat aufgenommen und partikulär gebunden. Durch Sedimentation des Phytoplanktons wird Silikat im Gewässer langfristig deponiert, da der Lösungsprozess sehr langsam abläuft (Lampert & Sommer 1993). Nachstehend soll abgeschätzt werden, inwieweit die Kieselalgen im Phytoplankton der Alten Donau tatsächlich für die beobachtete Differenz zwischen Messwerten und Modell verantwortlich sein könnten.

In der UAD beim Punkt 1 betrug die Phytoplanktonbiomasse (Frischgewicht) der Kieselalgen gemittelt über die Jahre 2008 bis 2012 0.21 mg L^{-1} , beim Punkt 4 in der OAD 0.12 mg L^{-1} . Aus dem Verhältnis von Chlorophyll-a zu Biomasse wurden die Algenbiomasse auch für die Punkte 3 und 5 abgeschätzt (3o: 0.23 mg L^{-1} , 5o: 0.17 mg L^{-1}). Basierend auf Kulturversuchen mit verschiedenen Diatomeenarten kann der Anteil des Trockengewichts am Frischgewicht mit 29% angenommen werden (Donabaum 1992). Unter der Annahme, dass in Kieselalgenzellen der anorganische Anteil nahezu ausschließlich durch die Silizium-Schale gebildet wird, entspricht der Anteil des Kiesel-skeletts dem Anteil des Aschegewichts am Trockengewicht (28%, aus Donabaum 1992). Je nach Hydratisierungsgrad liegt der Si-Gehalt in der Schale zwischen 10 und 72% (Krammer 1986). Daraus ergibt sich für die UAD eine im Phytoplankton gebundene Silizium-Konzentration von $2\text{--}13 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ und in der OAD $1\text{--}8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Bezogen auf die mittleren Volumina der beiden Becken lässt sich ein

Status-Quo der partikulären Si-Menge von rund 4–29 kg in der UAD und etwa 2–11 kg in der OAD ableiten. Die Teilungsfrequenz von Kieselalgen wird von Krammer (1986) mit < 24 h angegeben, d.h. pro Tag ist wenigstens eine Teilung zu erwarten. Da der Ist-Bestand an Diatomeen trotzdem in der Alten Donau langfristig betrachtet nicht exponentiell zunimmt, geht man an dieser Stelle weiteres davon aus, dass für jede neu gebildete Zelle eine andere abstirbt und sedimentiert. Unter diesen Voraussetzungen werden der UAD innerhalb eines Jahres zwischen 2 und 11 t gelöstes Silizium entzogen, während die Zehrung in der OAD rund 1–4 t ausmacht. Hochgerechnet auf fünf Jahre ergibt sich eine maximale Si-Aufnahme durch das Phytoplankton in der UAD von 53 t und in der OAD von 21 t. Vergleicht man diese Werte mit den in Abb. 52 dargestellten Si-Mengen, scheint es durchaus möglich, dass die Kieselalgen im Phytoplankton der UAD zumindest einen Teil der beobachteten Differenz zwischen Messwerten und Modell erklären können. In der OAD ergäbe sich dadurch sogar eine Unterschätzung der Messwerte.

Um abschätzen zu können, ob die im Phytoplankton gebundene Si-Menge einen Einfluss auf die Bilanz hat, wurde bei der Einleitung aus der Neuen Donau, den Ausleitungen aus der Alten Donau sowie beim Eintrag UAD in OAD, neben dem im Freiwasser gelösten Si auch das partikulär gebundene Si berücksichtigt, also korrespondierend zur Phosphorbilanz das sogenannte „Gesamt-Silizium“. Die Berechnung beruhte auf den für jedes Monat gemittelten Phytoplanktonbiomassen an den folgenden Standorten in der Neuen Donau und den Hauptprobepunkten in der Alten Donau:

- ND OSH Str.km 15.1 (aus dem Verhältnis Chl-a zu Biomasse wurde die Biomasse bei Str.km 9.9 abgeschätzt, eine Interpolation erfolgte für die Monate Oktober und Dezember in denen kein Chl-a- gemessen wurde)
- 1o für Ausleitung OL
- 3o für Ausleitung KW und Überleitung UAD in OAD
- 4o für Überleitung OAD in UAD und
- 5o für Ausleitung Wasserpark

in den Jahren 2008 bis 2012 und den oben genannten Faktoren für die Verhältnisse Frischgewicht : Trockengewicht : Aschegewicht (= Silikat-Schale). Der Si-Gehalt der Schale wurde – um den größtmöglichen Einfluss zu erfassen – mit 72% angenommen. Tatsächlich ändern sich unter diesen Annahmen die in Abb. 3-50 dargestellten, modellierten Werte kaum. In der OAD ist die Si-Menge nach fünf Jahren um rund 1% höher und in der UAD um etwa 1% niedriger.

3.4.3 Calziumbilanz

Über den Grundwasserzustrom wurden von 2008 bis 2012 zwischen 14 und 40 t Calcium monatlich in die **Untere Alte Donau** eingebracht (Abb. 3-51). Weitere bis zu rund 100 t stammten während eines Wassertausches aus der Neuen Donau, während der Ca-Eintrag über Niederschläge vernachlässigbar war. Auf der Austragsseite dominierte ebenfalls das Grundwasser unter den berücksichtigten Bilanzgliedern mit im Monatsmittel rund 10 t. Etwas geringer ist die in die OAD transportierte Ca-Menge

(8 t) und die zur Dotation der Lobau bzw. über das Kaiserwasser ausgeleitete monatliche Fracht (5 t). Dass die über- und ausgeleiteten Mengen maßgeblich von den Wassertäuschen bestimmt werden, zeigte sich bereits an den bisher diskutierten Parameter. Beim Calcium ist allerdings auch der Einfluss auf die Konzentrationen im Freiwasser und folglich im Grundwasserabstrom ersichtlich. In der Saison 2012, als kein Wassertausch durchgeführt wurde und der Ca-Pool keine Aufstockung aus der Neuen Donau erfuhr, sanken die Ca-Konzentrationen in der UAD gegenüber den Vorjahren ab. Da diese als Ausgangsbasis für den unterirdischen Austrag dienen, fand auch bei diesem Bilanzglied ein Rückgang statt: während 2008–2011 der GW-Output rund 10 t betrug, waren es 2012 nur knapp 9 t.

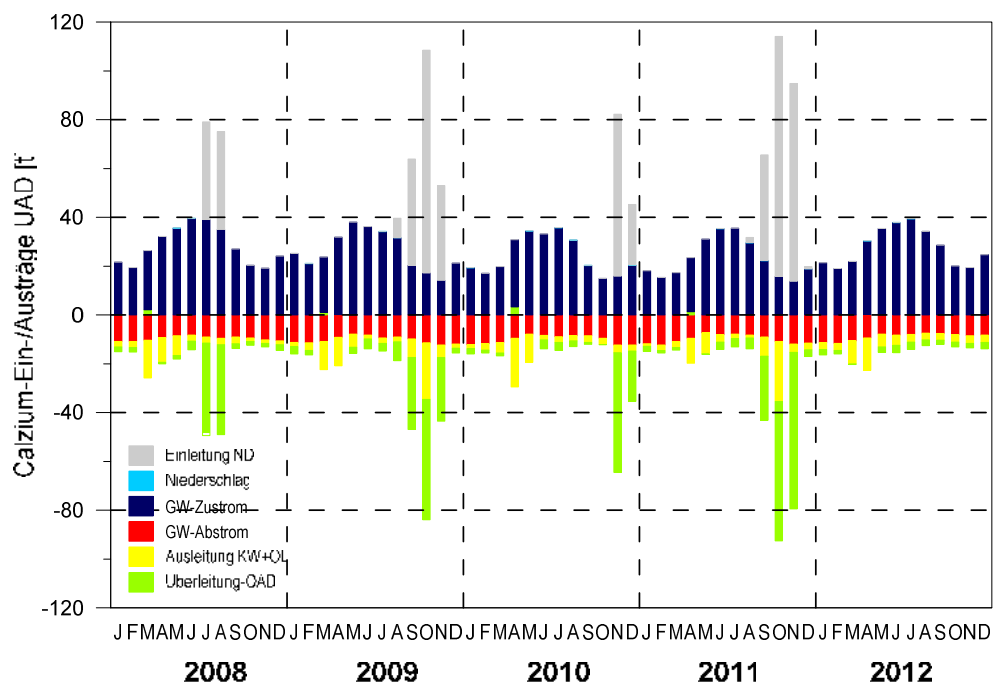


Abb. 3-51. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Calcium [t] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

In der **Oberen Alten Donau** war die monatlich über das Grundwasser abtransportierte Ca-Fracht kaum höher als die unterirdisch einströmende (Abb. 3-52). Im Monatsmittel wurden auf diesem Weg 4.1 t eingebracht und 3.7 t ausgetragen. Durch den Bilanzausgleich zwischen Oberer und Unterer Alten Donau (Monatsmittel: 8 t) wurde langfristig jedoch eindeutig eine positive Nettobilanz erzielt. Die der Überleitung gegenüber stehende Ausleitung über den Wasserpark war mit rund 5 t doch deutlich geringer. Im Jahr 2012, als kein Wassertausch umgesetzt wurde, sanken die Ca-Konzentrationen im Freiwasser der OAD ein wenig ab. Bedingt durch den erhöhten Abfluss über die Sperrbrunnen war die über das Grundwasser ausgefragene Fracht aber trotzdem höher als in den Vorjahren.

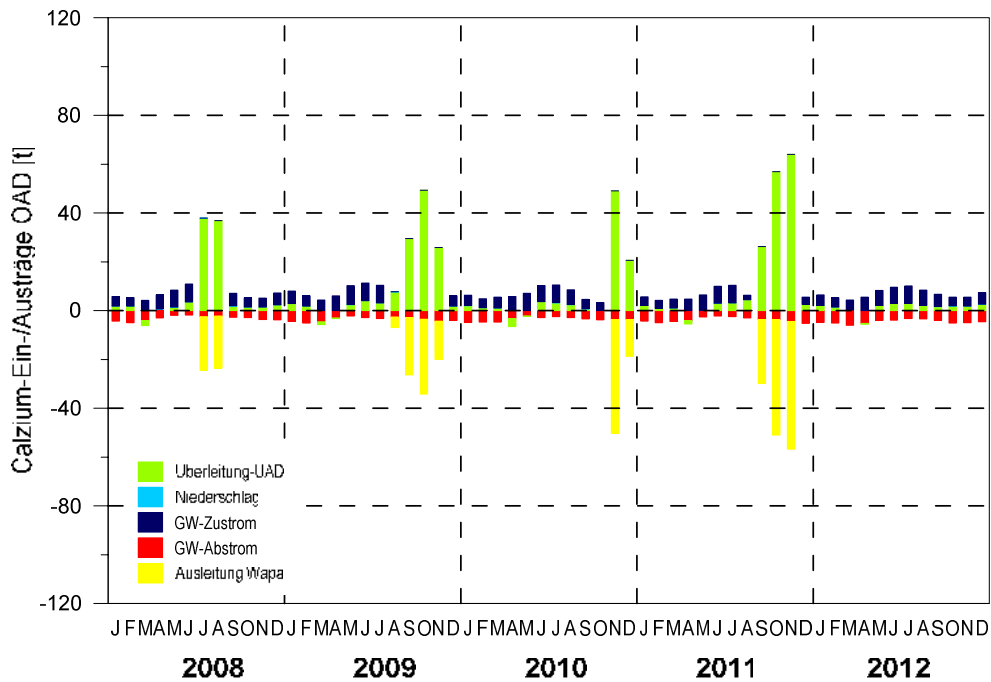


Abb. 3-52. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Calcium [t] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Mit der Durchführung der Absenkungsmaßnahmen im Jahr 2002 begann sich der Makrophytenbestand in der Alten Donau zu erholen. Das einsetzende, intensive Wachstum der Unterwasserpflanzen bedingte jedoch einen Rückgang der Ca-Gehalte im Freiwasser. Im Zuge der Photosyntheseaktivität der Unterwasserpflanzen werden CO_2 und HCO_3^- als Kohlenstoffquellen assimiliert. Gleichzeitig werden von den Pflanzen OH^- -Ionen ins Wasser abgegeben. Die Aufnahme von CO_2 und HCO_3^- führt zu Änderungen im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wodurch Ca in Form von CaCO_3 ausgefällt wird. Diese sogenannte biogene Kalkfällung und die Abgabe von OH^- -Ionen führen u.a. zu einem Ansteigen des pH-Wertes, der umso stärker ausfällt, je geringer der Calciumgehalt und je höher die Photosyntheseleistung ist. Da die Nachlieferung von pufferwirksamen Stoffen wie Calcium (Ca) und Hydrogencarbonat (HCO_3^-) hauptsächlich über das Grundwasser erfolgt, kam es insbesondere in der OAD zu einem beständigen Rückgang des Puffervermögens. Im Sommer 2005 waren die Ca-Konzentrationen bei der Probenstelle 4 auf unter 20 mg L^{-1} abgesunken. Als Gegenmaßnahme wurde 2006 erstmals ein Wassertausch mit Wasser aus der Neuen Donau durchgeführt. Es zeigte sich rasch, dass die Maßnahme zwar erfolgreich war, aber nicht nachhaltig, sodass auch in den Folgejahren Wassertauschvorgänge umgesetzt wurden. Im Bilanzierungszeitraum 2008-2012 lagen die Ca-Konzentrationen meist zwischen 30 und 45 mg L^{-1} .

Eine Gegenüberstellung der gemessenen und basierend auf dem Bilanzmodell errechneten Calcium-Mengen ergab für die UAD eine beträchtliche Abweichung, für die OAD hingegen eine weitaus geringere Diskrepanz (Abb. 3-53). Dass ein Teil der sog. „Nettodeposition“ von den Wasserpflanzen gezehrt wird, lässt sich auch anhand des Vergleiches mit der Bilanz 2003–2005 nachvollziehen (vgl. Kap. 3.7). In diesem Zeitraum – vor der Umsetzung der Wassertauschvorgänge – reichte die

Differenzmenge offenbar nicht aus, um die Produktivität der Makrophyten zu kompensieren, wodurch die Konzentrationen im Freiwasser abnahmen.

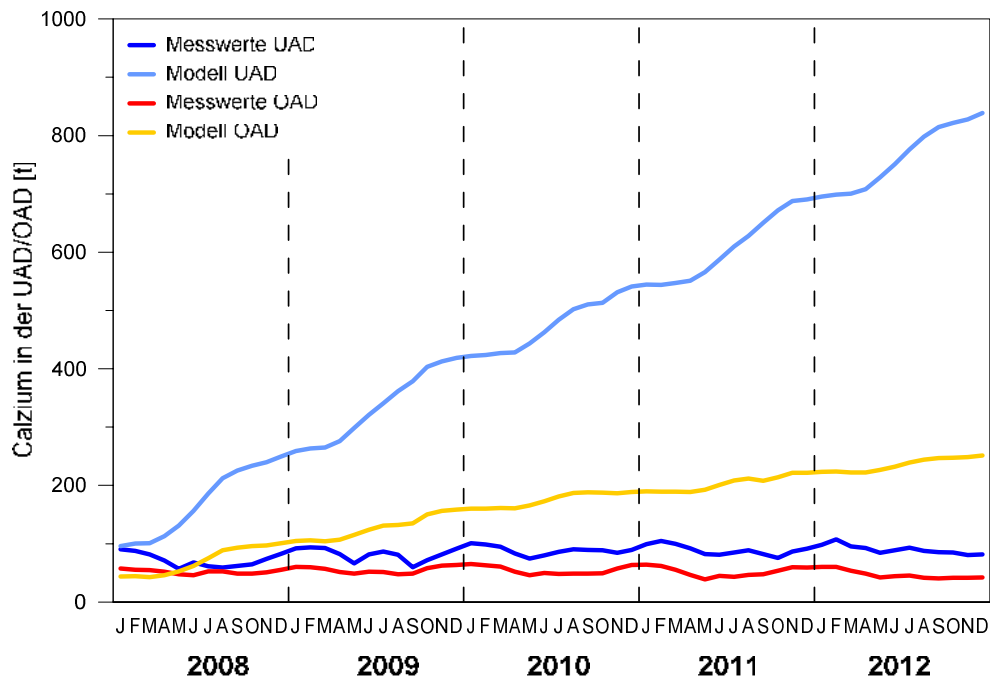


Abb. 3-53. Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Calcium-Menge (t) in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Die Differenz entspricht jener Calcium-Menge, die durch das Modell nicht erklärt wird.

3.4.4 Magnesiumbilanz

Im Unterschied zu den bisher diskutierten Bilanzen in Kap. 3.4 halten sich beim Magnesium die Eingangs- und Ausgangsfrachten annähernd die Waage (Abb. 3-54 und Abb. 3-55). In der **Unteren Alten Donau** liegt der durchschnittliche monatliche Mg-In- und Output bei rund 9 t, in der **Oberen Alten Donau** bei etwa 5 t. Dem mehr oder weniger gleichförmigen Grundwasserzu- und Abstrom stehen die auf wenige Wochen und Monate wirkende Einleitung aus der Neuen Donau und die Ausleitung beim Wasserpark gegenüber. Davon maßgeblich gesteuert und in ähnlicher Weise ausgeprägt ist das „Bindeglied“: die Überleitung von UAD in OAD.

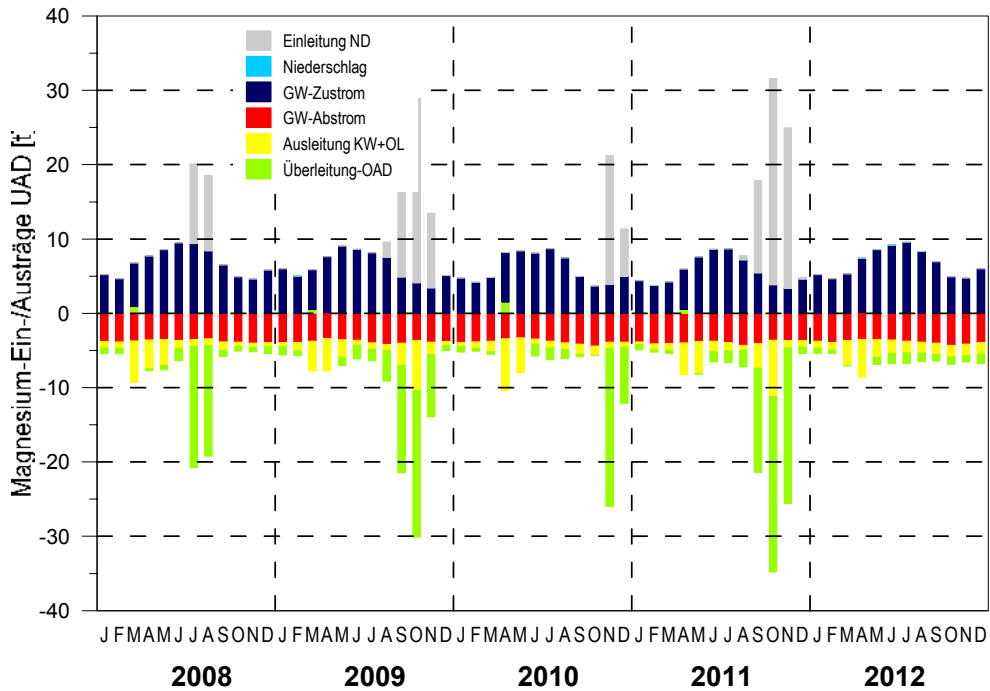


Abb. 3-54. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Magnesium [t] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

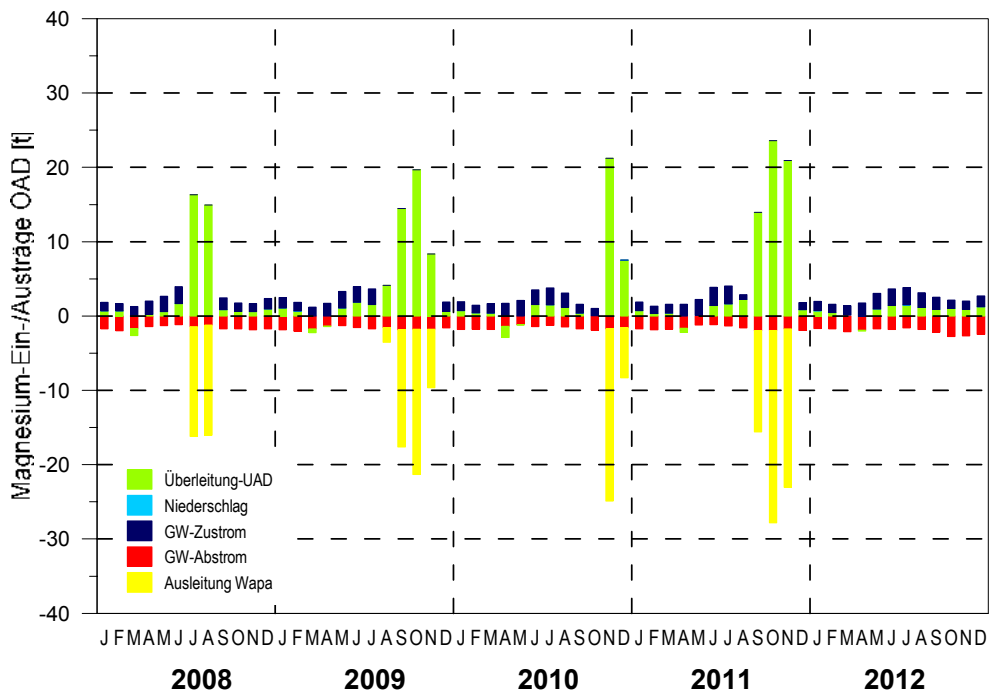


Abb. 3-55. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Magnesium [t] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Ein Vergleich der modellierten Werte mit den tatsächlichen Mg-Mengen im Gewässer zeigt für die OAD ansatzweise eine gute Übereinstimmung (Abb. 3-56). Auch in der UAD verlaufen die beiden Kurven parallel, driften aber bereits ab dem zweiten Bilanzjahr auseinander. Dieses Bild ähnelt jenem der Chlorid-Bilanz, nur erfolgt in diesem Fall durch das Modell eine Unterschätzung der Mg-

Messwerte in der UAD. Dieser Unterschied ist höchstwahrscheinlich auf das Verhältnis der Konzentrationen im Grundwasser zu jenen im Freiwasser zurückzuführen. Beim Magnesium liegt der Jahresmittelwert für den Grundwasserabschnitt Q21 und Q22 (Sonde: 22-207) zu Beginn der Bilanzberechnung nur knapp über den Freiwasser-Konzentrationen und gleicht sich aber – ab der Saison 2010 – an. Die Verdünnung durch die Einleitung des Mg-armen Wassers aus der Neuen Donau kann in weiterer Folge offensichtlich nicht mehr kompensiert werden.

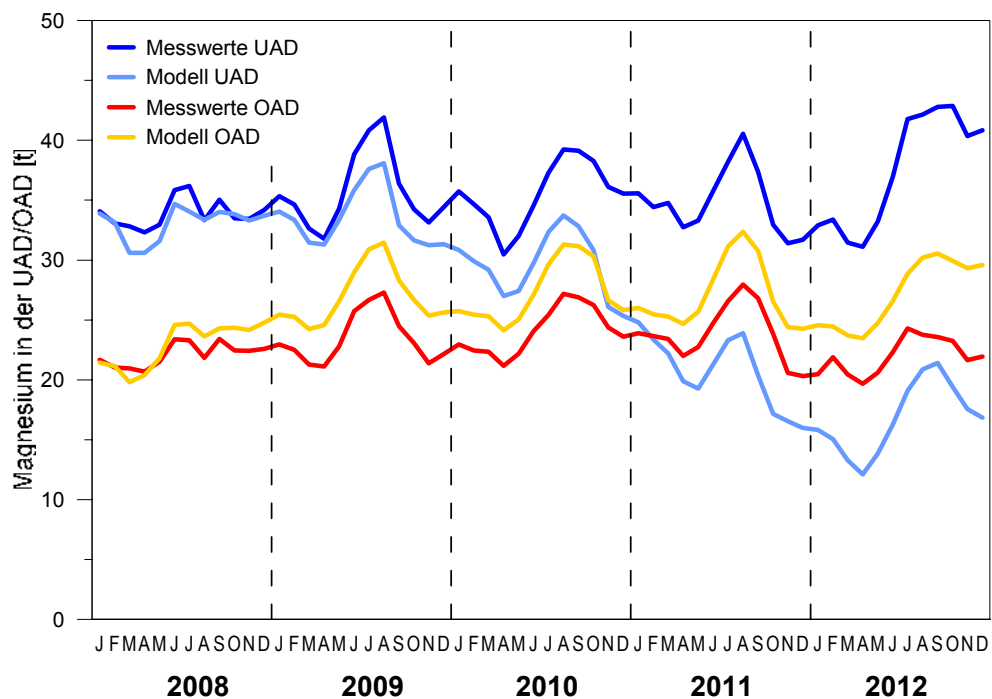


Abb. 3-56. Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Magnesium-Menge (t) in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Die Differenz entspricht jener Magnesium-Menge, die durch das Modell nicht erklärt wird.

Die Überschätzung der Mg-Mengen in der OAD hat ihren Anfang bereits im ersten Bilanzjahr, die Differenzmenge ändert sich in den folgenden Saisonen kaum. Theoretisch könnte diese Abweichung mit dem massiven Wachstum der Unterwasserpflanzen in Zusammenhang stehen, wenn im Zuge der photosynthesebedingten Aufnahme von CO_2 und HCO_3^- neben Ca auch Mg ausgefällt wird (vgl. Kap. 3.4.3), wodurch die Konzentration im Freiwasser gegenüber dem prognostizierten Gehalt abnimmt. Das dabei gebildete MgCO_3 ist allerdings leichter löslich als CaCO_3 bzw. $\text{Mg}(\text{OH})_2$ viel weniger löslich als $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Schwoerbel, 1993). Zwar kann dieser Effekt nicht ausgeschlossen werden, sollte aber aufgrund der hohen Unsicherheiten bei der Einschätzung der übrigen Bilanzglieder nicht überbewertet werden: z.B. ist allein der Mg-Gehalt im GW-Zustrom um den Wasserpark mehr als doppelt so hoch wie bei allen anderen Ein- und Ausgangsgrößen.

3.4.5 Sulfatbilanz

Ähnlich der Magnesium-Bilanz stimmen die Summen der Eingangs- und Ausgangsfrachten von Sulfat-S annähernd überein (Abb. 3-57 und Abb. 3-58). In der **Unteren Alten Donau** liegt der durchschnittliche monatliche In- und Output bei ca. 6 t, in der **Oberen Alten Donau** bei rund 3 t. Das saisonale Muster der einzelnen Bilanzglieder ähnelt jenem der Mg-Bilanz.

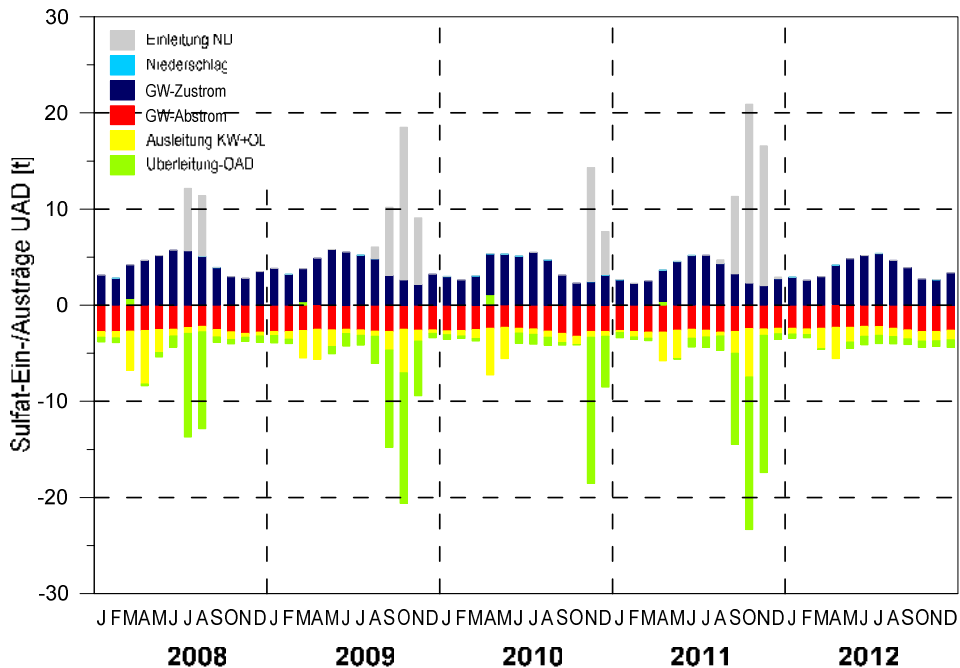


Abb. 3-57. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Sulfat [t] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

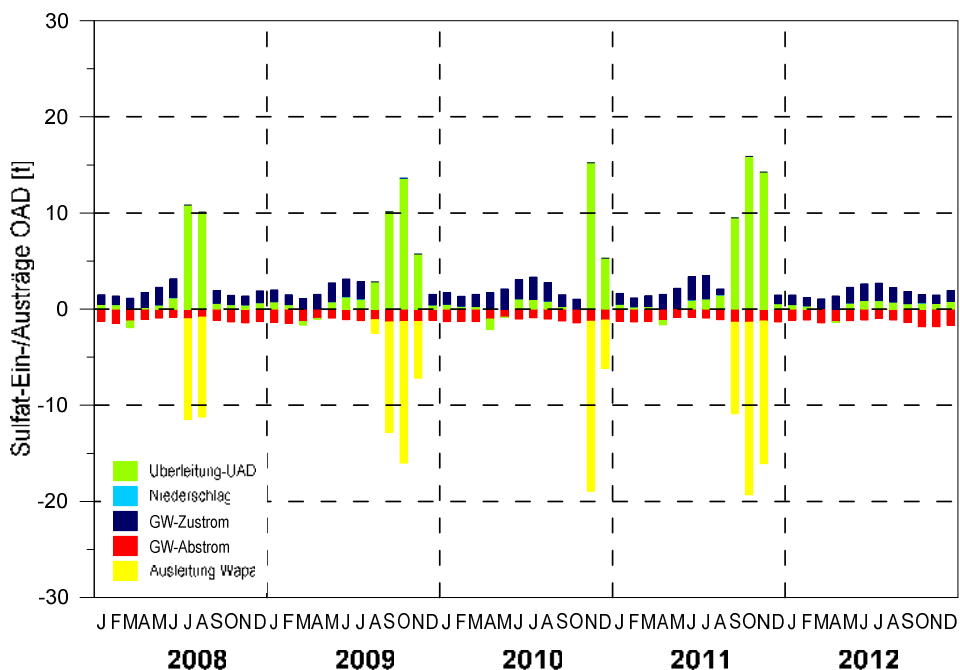


Abb. 3-58. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Sulfat [t] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende).

Auch ein Vergleich der modellierten Werte mit den tatsächlichen Sulfat-S-Mengen ergibt ein ähnliches Bild wie das der Mg-Bilanz: die Kurven verlaufen in beiden Becken parallel, driften aber bis zum Ende des Bilanzierungszeitraums auseinander, weniger in der OAD, sehr deutlich in der UAD (Abb. 3-59). Während die für die OAD prognostizierten Werte zu hoch sind, erfolgt für die UAD eine signifikante Unterschätzung. Die Grundlage für die Abweichungen sind auch bei diesem Parameter in den unterschiedlichen Sulfat-Konzentrationen im Grundwasserzustrom und in dem für die Aus-, Über- und Einleitungen relevanten Freiwasserwerten zu suchen. So liegen in der UAD die Gehalte im Grundwasser bereits im Jänner 2008 unter jenen im Freiwasser, wodurch die Kurven von Beginn an divergieren.

Eine weitere Erklärungsvariante ist die Unterschätzung des Schwefel-Eintrags über Niederschläge, der in einem Ballungsraum wie der Stadt Wien sicherlich höher ist als im Gebiet des Neusiedlersees, das als Datenquelle diente (vgl. Kap. 2.5.3). Um eine Anpassung des Modells an die Freiwasserwerte zu erreichen, müsste allerdings die Sulfat-S-Konzentration in den Niederschlägen um ein Vielfaches angehoben werden, was letztendlich wiederum unwahrscheinlich erscheint.

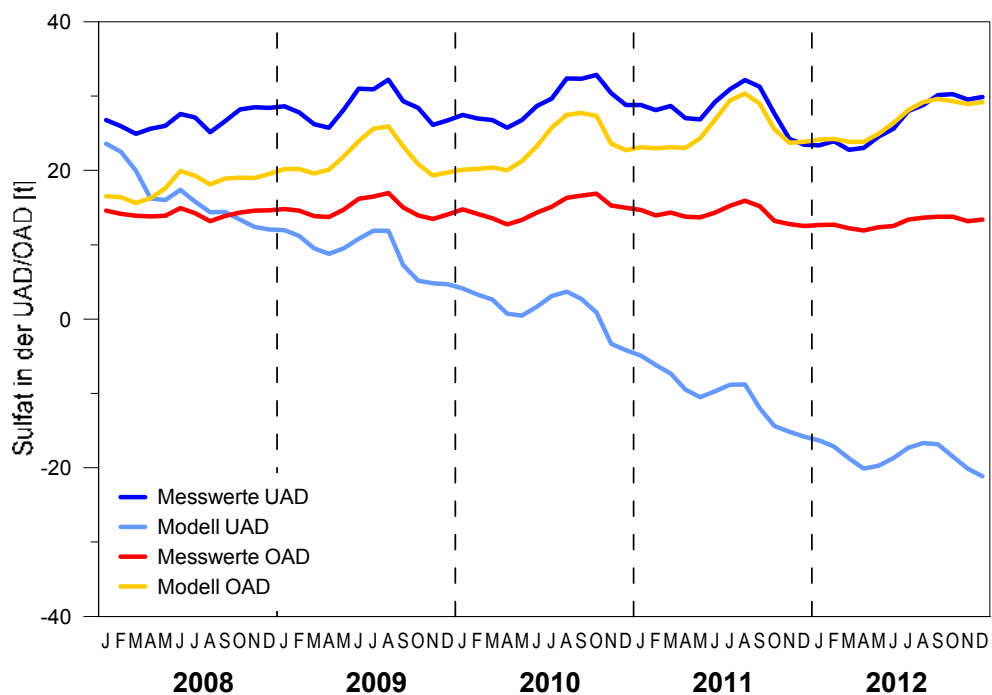


Abb. 3-59. Auf Messwerten basierende und nach dem Bilanzmodell berechnete Sulfat-S-Menge (t) in der Unteren und Oberen Alten Donau im Zeitraum 2008–2012. Die Differenz entspricht jener Sulfat-S-Menge, die durch das Modell nicht erklärt wird.

3.5 Unsicherheit der Bilanzen

Die bereits teilweise in den einzelnen Kapiteln erwähnten Unsicherheitsfaktoren sind unter diesem Abschnitt nochmals zusammengefasst und in Tab. 3-11 bewertet.

Fraglich bei der Erstellung der Stoffbilanzen war, ob die in den Grundwassersonden gemessenen Konzentrationen tatsächlich über den Grundwasserzustrom in die Alte Donau gelangen bzw. ob die im Freiwasser erhobenen Gehalte auch den Konzentrationen im Grundwasserabstrom gleichzusetzen sind. Je stärker der abzuschätzende Parameter den Umsetzungsprozessen im und am Sediment unterliegt – wie beispielsweise Phosphor und Stickstoff – desto mehr gewinnt dieser Unsicherheitsfaktor an Bedeutung. Außerdem kommt hinzu, dass zwar die im Pelagial gemessenen Werte sehr gut fundiert sind (mehrere Messstellen und Probestermine), die für den Zustrom relevanten Werte aus den Grundwassersonden hingegen auf wenigen, überwiegend im Frühjahr durchgeführten Analysen basieren. Beispielsweise wurde Silizium im Zeitraum 2008–2012 überhaupt nicht im Grundwasser erhoben, sodass ersatzweise Messungen aus früheren Jahren herangezogen werden mussten. Betreffend den Grundwasserzustrom durch den Schotterdamm und über den Umströmungsbereich zum Wasserpark nimmt die Unsicherheit nochmals zu, da das Verhältnis dieser beiden Bereiche eine reine Schätzung darstellt und nur mithilfe der Chlorid-Bilanz verifiziert kann. Tatsächlich war die für die Stoffbilanz 2003–2005 geschätzte Relation von 4 : 1 für „Schotterdamm : Umströmung“ nicht mehr anwendbar. Trotz Korrektur dieses Verhältnis auf 2 : 3 konnte keine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Mess- und Modellwerten erzielt werden (siehe Kap. 3.7).

Die oberflächigen Ströme – die Einleitung aus der Neuen Donau, der Eintrag aus der UAD in die OAD und die Ableitungen während der Absenkung und des Wassertausches – basieren auf den Konzentrationen im Freiwasser, sind also, verlässt man sich auf die Richtigkeit der Wasserbilanz, relativ gut abgesichert. Zwar wurden nicht alle für die Bilanz nötigen Parameter erhoben, z.B. der Gesamtstickstoff in der Neuen Donau, diese konnten jedoch basierend auf früheren Daten relativ gut abgeschätzt werden. Eine größere Ungewissheit besteht in der ausreichenden Abschätzung der Verdünnung bzw. Aufstockung durch die Einleitungen aus der Neuen Donau während des Wassertausches. Während dieser Phasen werden in relativ kurzer Zeit große Wassermengen eingebracht und zeitverzögert in die OAD weitergeleitet. Das Zeitintervall der Stoffbilanz von einem Monat ist möglicherweise zu lang bzw. die Mittelwertbildung von Konzentrationen zu ungenau, um Veränderungen innerhalb der Becken bzw. Abschnitte abzubilden.

Mit größeren Unsicherheitsfaktoren sind dagegen die übrigen, durchwegs eintragsseitigen Bilanzglieder behaftet: Niederschlag, Badegäste, Laub, Anfütterung und Wasservögel (die drei letztgenannten wurden nur bei der Phosphorbilanz sowie bei der Gegenüberstellung der Stickstoffein- und -austräge berücksichtigt).

Die Niederschlags- und Verdunstungsmengen wurden zwar nahe der Alten Donau erhoben, die Angaben zu den Stoffkonzentrationen stammen jedoch größtenteils aus Messungen in der Station Illmitz/Burgenland. Es ist durchaus denkbar, dass der Niederschlag im Neusiedlerseegebiet geringer konzentriert ist als im Ballungsraum Wien und somit der Eintrag durch den Niederschlag unterschätzt wurde. Eine exakte Anzahl der Badegäste gibt es nur für die öffentlichen Bäder, sodass der tat-

sächliche Umfang des Badebetriebs höchstwahrscheinlich unterschätzt wurde. Für die durch den einzelnen Badenden eingetragenen Phosphor- bzw. Stickstoffmengen gibt es nur vereinzelte Literaturangaben. Der Stoffeintrag infolge des herbstlichen Blattfalls sowie der Anfütterung von Friedfischen unterliegt noch weitaus größeren Unsicherheitsfaktoren, da bereits die Eingangsgrößen ausschließlich Schätzwerte darstellen: Baumbestand im Bereich der Strandbäder, abfallende Laubmenge sowie Anzahl aktiver Fischer, Verteilung der Reviere, tatsächliche Futtermenge. Sehr weit gestreut war schließlich die in der Literatur genannte chemische Zusammensetzung von Laub, während über die P- und N-Löslichkeit aus Blättern kaum bzw. überhaupt keine Angaben zu finden waren. Über den Wasservogelbestand an der Alten Donau gibt es zwar Erhebungen, diese liegen jedoch einige Jahre zurück und konzentrierten sich auf die Wintermonate. Außerdem wurde bei den Zählungen der bevorzugt besiedelte Wasserpark nicht separat ausgewiesen, sodass die Aufteilung der Gesamtzahl an Vögeln erneut auf einer reinen Schätzung basieren musste. Weiters ergab die Literaturstudie, dass die Individuenzahl von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken kann, z.B. beeinflusst vom Zufrieren großer Überwinterungsgebiete in der Nähe, wie dem Neusiedlersee. Keine Angaben gibt es über den Bestand an der Alten Donau während der Sommermonate sowie über die grundsätzliche Nährstoffbelastung eines Gewässers durch Vogelkot.

Tab. 3-11 Einschätzung der „Sicherheit“ der Ein- und Austräge, getrennt für die P- und N-Bilanz sowie die übrigen Stoffbilanzen: +++ gut abgesichert, ++ weniger gut abgesichert, + kaum abgesichert

Bilanzglied	P/N-Bilanz	andere Bilanzen
Grundwassereintrag	+	++ (keine Werte für Si)
Niederschlag	++	++
Badegäste	+	
Laub	+	
Anfütterung v Friedfischen	+	
Wasservogel	+	
Einleitung, Überleitung, Ausleitung	++	++
Grundwasseraustrag	+	+++

In Riedler *et al.* (2009) wurde die **Sensibilität** der einzelnen Stoffbilanzen auf etwaige Über- oder Unterbewertungen der einzelnen Bilanzglieder geprüft. Zu diesem Zweck wurde jeweils ein Bilanzglied auf der Ein- bzw. Austragsseite um 10% erhöht bzw. vermindert. Die Berechnungen zeigten, dass je genauer die Bilanz durch die verwendeten Bilanzglieder erklärt wird, d.h. je kleiner die „Netto-Deposition“ ist, desto stärker wirken sich Änderungen der somit relevanten Eingangsparameter aus. Driften hingegen die Kurven der IST- und SOLL-Mengen maßgeblich auseinander, wie beispielsweise beim Phosphor, Stickstoff und Silizium (vgl. Abb. 3-66, Abb. 3-67, Abb. 3-68), ist die prognostizierte Menge am Ende des Bilanzierungszeitraums insgesamt relativ unsensibel gegenüber Änderungen der Eingangsgrößen. Bei einer empfindlichen Bilanz reicht hingegen die minimale Änderung einer relevanten Eingangsgröße, z.B. Sulfatkonzentration im Grundwasser der Bilanz 2003–2005, dass sich der Verlauf der Modellkurve verschiebt. Dieses Beispiel veranschaulicht, dass sich geringe Messunsicherheiten bis zum Endergebnis vervielfachen und die prognostizierten Werte unbedingt in Zusammenhang mit der „Sicherheit“ der Eingangsgrößen zu sehen sind.

3.6 Vergleich Nachtnebel & Fürst (1998)

Die Unterschiede der Stoffbilanz 2003–2005 zu den Berechnungen von Nachtnebel & Fürst (1998) wurden ausführlich in Riedler *et al.* (2009) diskutiert. An dieser Stelle soll daher nur eine knappe Zusammenfassung dieses Kapitels gegeben werden, sowie eine tabellarische Gegenüberstellung der Stoffflüsse im Grundwasser der Parameter Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff.

Basierend auf den Berechnungen der Wasserbilanz und Stoffbilanz für die Alte Donau geben Nachtnebel & Fürst (1998) für den Zeitraum 22.05. bis 31.12.1996 die Stoffflüsse für den Gesamtphosphor sowie für die gelösten anorganischen Stickstofffraktionen im Grundwasser an. In Tab. 3-12 sind der Gesamtphosphor und der Gesamtstickstoff im Grundwasserzu- und -abstrom auf ein Jahr hochgerechnet und den Werten der Stoffbilanz 2003–2005 und dieser Arbeit gegenüber gestellt. Um die Vergleichbarkeit der Studien sicher zu stellen, wurden alle anderen von DWS HYDRO-ÖKOLOGIE berücksichtigten Eintragsgrößen in diesem Kapitel nicht herangezogen.

Tab. 3-12 Summen der Stoffflüsse in Kilogramm pro Jahr für den Gesamtphosphor sowie den Gesamtstickstoff* (als Summe der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen) im Grundwasserzu- und -abstrom der Alten Donau basierend auf den Berechnungen von Nachtnebel & Fürst (1998), Riedler *et al.* (2009) sowie gemäß dieser Studie.

	1996		2003–2005		2008–2015	
	ZU	AB	ZU	AB	ZU	AB
Gesamtphosphor	105	350	76	17	91	12
Gesamtstickstoff*	22 141	14 847	6 789	319	4 765	429

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den drei Arbeiten ist die hydrologische Situation im Jahr 1996 gegenüber jener in den Jahren 2003–2005 bzw. 2008–2012. 1996 war die Donau im Zuge des Kraftwerksbau Freudenuau erst teilgestaut und im Bereich der Altlast Bruckhausen strömte noch Grundwasser in die Alte Donau ein. Folglich kam dem Zustrombereich über den Wasserpark – mit nur 15% Anteil – eine geringere Bedeutung zu als in den später erstellten Modellen. Außerdem wurde 1996 in diesem Bereich auch ein Grundwasserabstrom (11%) ausgewiesen, der in den Wasserbilanzen von Taschke *et al.* (2004, 2014) nicht mehr besteht.

Vermutlich noch größeren Einfluss auf die Stoffbilanzen haben hingegen die von vorneherein unterschiedlichen Ansätze bezüglich der Konzentrationen im Grundwasserabstrom. Während Nachtnebel & Fürst die Messwerte aus den im Hinterland liegenden, linksufrigen Grundwassersonden heranzogen, wurde in der Arbeit von 2009 und der vorliegenden Studie angenommen, dass die Freiwasser-Werte als austragsseitige unterirdische Bilanzglieder relevant sind.

Tatsächlich stimmen die Phosphorfrachten im Grundwasserzustrom zumindest größenordnungsmäßig in allen drei Bilanzen überein (100 kg a^{-1}), während die über das Grundwasser abtransportierte P-Menge bei Nachtnebel & Fürst um etwa den Faktor 20 höher ist als in den P-Bilanzen 2009 und 2015. Die Unterschiede in den Stickstoffbilanzen sind noch größer als beim Phosphor, mit 30- bis 40-fach höheren Zustrom- und 50-fach höheren Abstromwerten bei Nachtnebel & Fürst. Die Ursache dieser Differenzen liegt vermutlich – wie oben diskutiert – vor allem in den unterschiedlichen Grundwasser-

verhältnissen und in der Auswahl der Bilanzglieder (Grundwasserabstromsonden *versus* Freiwasser). Der hohe N-Austrag bei Nachtnebel & Fürst ist möglicherweise außerdem eine Folge der 1995/96 durchgeführten RIPLOX-Behandlung, in deren zweiten Behandlungsschritt $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ in sohlenahen Bereichen verteilt wird.

3.7 Vergleich Riedler *et al.* (2009)

Die den beiden Stoffbilanzen zugrunde liegende **hydrologische Situation** unterscheidet sich in den beiden betrachteten Zeiträumen 2003–2005 sowie 2008–2012 in einigen Punkten. Im späteren Zeitraum erfolgte die Absenkung der Alten Donau in fast allen Jahren auf ein niedrigeres Niveau, teilweise bis auf 156.50 m ü. A. (Abb. 3-60). Ob der Wasserstand bis zum Sommer wieder auf Höchstwerte von bis zu 157.00 m ü. A. ansteigt, wie es 2009 und 2010 der Fall war, ist primär von den Niederschlagsmengen bzw. Hochwässern abhängig, unterstützt von hohen Grundwasserverhältnissen im Hinterland. Während der Wassertauschvorgänge werden die Ein- und Ausleitmengen zwar aufeinander abgestimmt, eine Beeinflussung des Pegels lässt sich jedoch offensichtlich nicht gänzlich vermeiden (mündl. Mitt. GRUPPE WASSER).

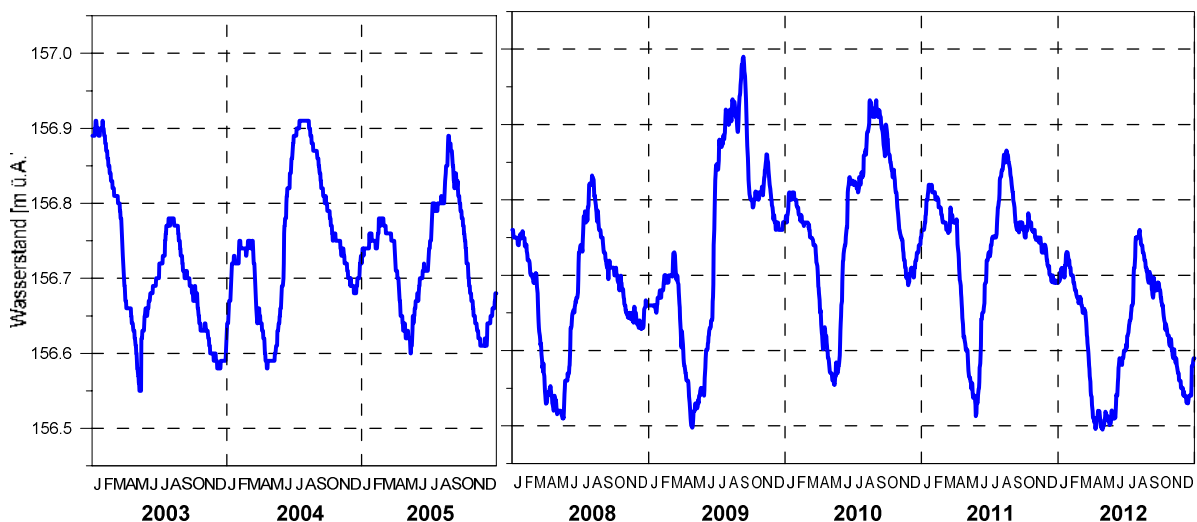


Abb. 3-60. Wasserstand der Alten Donau in den Bilanzzeiträumen 2003–2005 und 2008–2012.

In der ersten Wasserbilanz (Taschke *et al.* 2004) stimmen der Wasserstand und die berechneten Volumina sehr gut überein (Abb. 3-61). Eine größere Unsicherheit kennzeichnet hingegen die für den Zeitraum 2008–2012 prognostizierten Werte. Insbesondere in der zweiten Jahreshälfte 2012 kommt es zu deutlichen Abweichungen, indem das bilanzierte Volumen gegenüber dem tatsächlichen Pegel überschätzt wird. Ob diese Differenz auf einem verringerten Zustrom, unbekanntem Entnahmen, nicht zutreffender Verdunstung, einem verminderten Abstrom oder auch auf der Summe einzelner oder all dieser Bilanzglieder beruht, lässt sich nicht schlüssig erklären (mündl. Mitt. GRUPPE WASSER). In der Wasserbilanz wurde jedenfalls eine Korrekturmenge eingeführt, die etwa einem Minus-Strom von 25 L s^{-1} entspricht (Taschke *et al.* 2014). In der Stoffbilanz kann diese Fehlmenge freilich nicht direkt eingesetzt werden, da die Belegung mit einer Konzentration nicht möglich ist, wenn über den Ursprung des Volumensstroms keine Aussage gemacht werden kann.

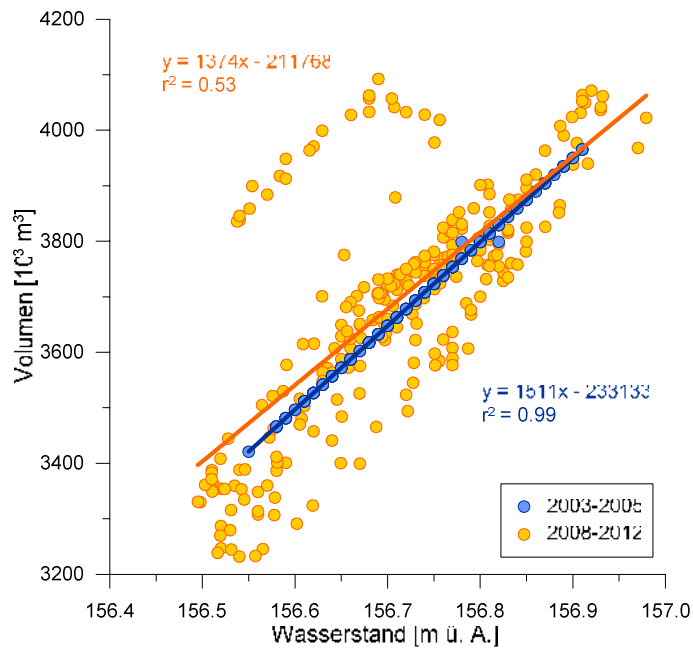


Abb. 3-61. Lineare Regression zwischen gemessenem Wasserstand und aus der Bilanz berechnetem Volumen der Alten Donau in den Bilanzzeiträumen 2003–2005 und 2008-2012.

Vielmehr wurde versucht, anhand der **Chlorid-Bilanz** die Wasserbilanz zu evaluieren bzw. die Fehlmengen und deren zeitliches Auftreten aufzuzeigen. Um den tatsächlichen Messwerten größenordnungsmäßig zu entsprechen, wurden die berechneten Ein- und/oder Austräge des Chlorids in der UAD und OAD um eine Korrekturmenge ergänzt (Abb. 3-62 und Abb. 3-63). Diese Vorgangsweise macht deutlich, dass in der UAD v.a. während der Wassertauschvorgänge offensichtlich die Einträge über- bzw. die Austräge unterschätzt wurden. Das bedeutet, dass entweder die tatsächlichen Einleitmengen aus der Neuen Donau geringer waren oder die oberflächlichen Ausleitungen bzw. die Überleitung in die OAD in höherem Ausmaß stattfand. Freilich lässt sich nicht ausschließen, dass es in diesem Zeitraum (zusätzlich) zu einer Änderung der Grundwasserströme gekommen ist. Die Korrekturmengen sind jedenfalls überwiegend auf der Austragsseite anzusetzen. Eine weitere über mehrere Monate notwendige Korrektur ist während der Absenkung im Jahr 2011 nötig. In dieser Phase ist die Situation umgekehrt: die Einträge wurden zu niedrig kalkuliert bzw. die Austräge zu hoch. In der OAD ist das Bild vergleichbar, während der Wassertäusche erfolgte möglicherweise eine vermehrte Überleitung aus der UAD bzw. ein geringerer Austrag über den Wasserpark. Um schließlich die Abweichung in der zweiten Jahreshälfte 2012 zu bereinigen, müsste sowohl in der UAD als auch in der OAD ein zusätzlicher Output von Chlorid im Spätsommer/Herbst berücksichtigt werden. Im Verhältnis zu den Chlorid-Mengen, die im Zuge eines Wassertausches transportiert werden, sind die Fehlmengen verhältnismäßig gering, größenordnungsmäßig entsprechen sie jenen Frachten, die in der OAD über das Grundwasser bewegt werden. Trotzdem ergibt das Einbeziehen der Korrekturmengen eine deutliche Annäherung an die tatsächlichen Messwerte (Abb. 3-64).

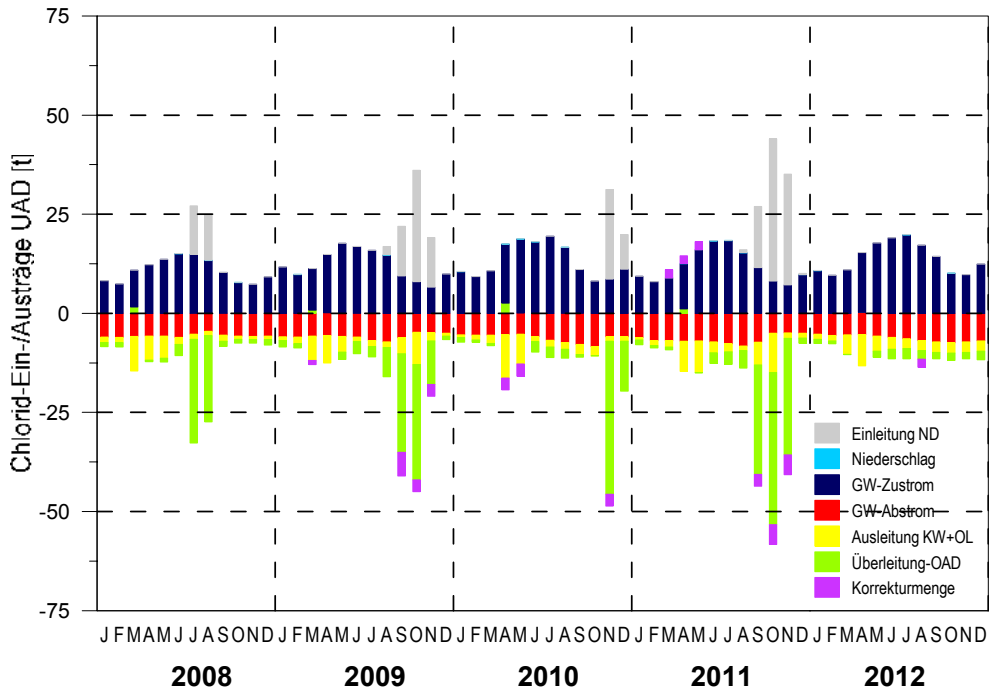


Abb. 3-62. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Chlorid [t] in die bzw. aus der Unteren Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende) und ergänzt um eine Korrekturmenge.

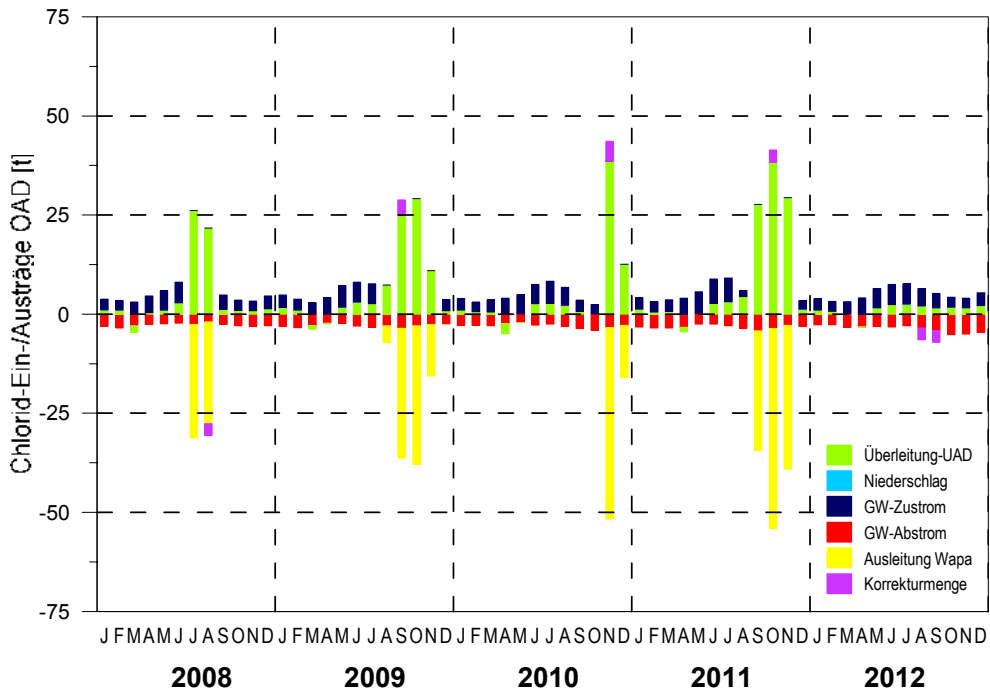


Abb. 3-63. Gegenüberstellung der monatlichen Einträge und Austräge von Chlorid [t] in die bzw. aus der Oberen Alten Donau, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Bilanzgliedern (siehe Legende) und ergänzt um eine Korrekturmenge.

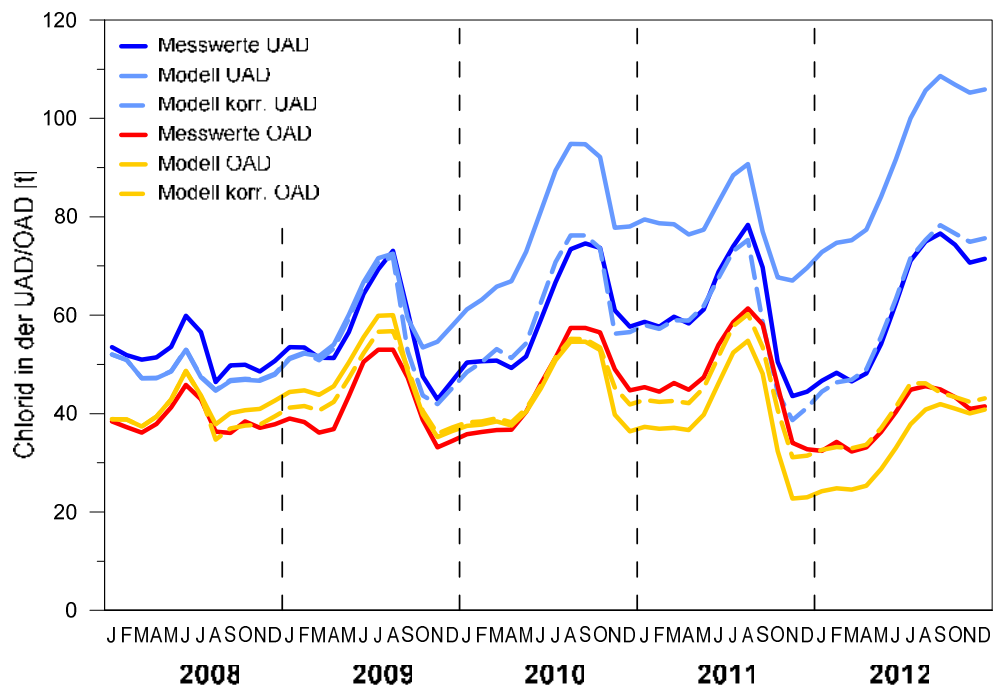


Abb. 3-64. Auf Messwerten basierende, ursprünglich kalkulierte sowie um einen Korrekturfaktor ergänzte Chlorid-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau.

Änderungen, die in den letzten Jahren die **Konzentrationen im Freiwasser** der Alten Donau betroffen haben, sind primär auf das Makrophytenwachstum und die damit in Zusammenhang stehenden Wassertauschvorgänge zurückzuführen. So wurde eines der Ziele der Maßnahme – eine Erhöhung der Ca-Konzentrationen in der OAD – erreicht: die Werte stiegen von $< 30 \text{ mg L}^{-1}$ in den Jahren 2003–2005 auf rund 37 im Zeitraum 2008–2012. Bei den meisten anderen Parametern fand tendenziell ein Rückgang der Gehalte im Freiwasser statt, teilweise auch beeinflusst vom stoff-ärmeren Wasser der Neuen Donau (z.B. Mg, $\text{SO}_4\text{-S}$). Interessant ist in diesem Zusammenhang die Entwicklung der Chlorid-Gehalte. In der UAD bedingte – wie erwähnt – die Einleitung des chlorid-armen Wassers während der Wassertauschvorgänge eine vorübergehende Verdünnung, sodass sich die Mittelwerte der beiden Bilanz-Perioden schlussendlich kaum unterscheiden. Der Verdünnungseffekt wirkte sich jedoch nicht in der OAD aus, wo vielmehr eine Zunahme der Chlorid-Gehalte festgestellt wurde. Damit reiht sich die OAD in viele andere Oberflächengewässer ein, in denen in den letzten Jahren ein Anstieg der Chlorid-Konzentrationen nachgewiesen wurde.

Größere Veränderungen als bei den Freiwasser-Konzentrationen traten teilweise bei den Gehalten in den **Grundwassersonden** auf. Die Sonde S22-207 im großflächigen Zustrombereich der UAD (Q21 und Q22) ergab für den Parameter Chlorid einen Anstieg im Ausmaß von rund 30–40% und eine Abnahme bei den anorganischen, gelösten Stickstoffverbindungen. Zwar wurde zuletzt das Nitrit-N nicht mehr erhoben, da diese Fraktion aber im Grundwasser ohnehin nur in sehr geringen Konzentrationen auftritt, ist dies sicherlich nicht ausschlaggebend. Ein massiver N-Rückgang kennzeichnete auch die Sonde 22-73 (Q23), in der nur noch 1/10 der Stickstoffgehalte aus früheren Messungen festgestellt wurden. Bis auf einen leichten Anstieg beim gelösten Phosphor (MW: $12 \rightarrow 17 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), waren die Gegebenheiten in dieser Messsonde sonst unauffällig. Maßgebliche

Verschiebungen fanden hingegen bei dem kleinräumigen Zustrombereich in der OAD (Q1+4+10) statt. Die für den Umströmungsbereich des Wasserparks relevante Sonde 21-103 wies bei fast allen Parametern einen signifikanten Anstieg der Konzentrationen auf: rund +30% Calcium und Magnesium, + 50% SO₄-S und Chlorid, dreifach höhere DIN-Gehalte und ein leichter Anstieg des DP. Das durch den Schotterdamm aus dem Wasserpark in die Alte Donau strömende Wasser ergab hingegen nur für den gelösten Phosphor eine Veränderung, nämlich die Halbierung der Konzentrationen. Für die Bilanz 2003–2005 wurde basierend auf der Chlorid-Bilanz ein Zustrom-Verhältnis von 4 : 1 für den Schotterdamm und die „Umströmung“ angenommen. Obwohl nun der Umströmungsbereich zuletzt durch deutlich höhere Konzentrationen charakterisiert war, ergab die Neukalkulation der Bilanz, dass diesem Abschnitt ein größerer Schwerpunkt eingeräumt werden musste: das Verhältnis wurde auf 2 : 3 abgeändert. Möglicherweise ist diese Korrektur auf den Weitertransport der Wassermassen während des Wassertausches zurückzuführen. Während höher konzentriertes Wasser aus der OAD über den Wasserpark ausgeleitet wird, strömt Wasser mit geringeren Stoffgehalten nach. Um diese Verdünnung zu kompensieren, ist ein höher konzentrierter GW-Zustrom nötig. Dieser Fluss findet allerdings nur außerhalb der Wassertauschphasen statt, da angenommen wurde, dass – ähnlich wie bei der Ausleitung über das Kaiserwasser während der Absenkung – während des Tausches der GW-Input in diesem Bereich gestoppt wird. Es ist nicht auszuschließen, dass sich durch das Öffnen und wieder Anschütten des Schotterdamms zu Beginn und Ende jedes Wassertausches auch tatsächlich die Grundwasserdurchlässigkeit verändert hat. Allerdings würde man eher vermuten, dass das bewegte Material dadurch lockerer gepackt ist und die Durchströmung des Schotterdamms durch die Maßnahme tendenziell ansteigt.

Für jene Bilanzglieder (Badegäste, Laub, Anfütterung und Wasservögel), die nur in die Phosphor- und Stickstoffmodelle eingehen, wurden die bereits 2009 getroffenen Annahmen weitgehend beibehalten. Aktualisiert wurden nur die Anzahl der **Badegäste** – basierend auf den Erhebungen der MA 44 – sowie die Abschätzung des **Wasservogelbestandes** – unter Berücksichtigung der Studien von Raab (2002) und Dvorak (2003). Demgemäß besuchten 2008–2012 rund 880 000 Badegäste pro Sommer die Alte Donau, das sind rund 100 000 Menschen weniger als in einer durchschnittlichen Saison im Zeitraum 2003–2005. Bei diesem Vergleich muss allerdings der außergewöhnlich heiße Sommer 2003 mit seiner überdurchschnittlich hohen Zahl an Badegästen berücksichtigt werden, tatsächlich ist nämlich die Badegästeszah im Langzeitvergleich eindeutig ansteigend. Der für die erste Bilanz geschätzte Wasservogelbestand basierte auf Beobachtungen der Mitarbeiter der DWS Hydro-Ökologie im Zuge der Beprobungen der Alten Donau. Zieht man allerdings die Winterhalbjahres-Zählungen von Raab (2002) und Dvorak (2003) als Basis für die Modelle heran, waren diese ersten Schätzungen – mit knapp 800 Individuen pro Jahr für die gesamte Alte Donau – deutlich zu niedrig angesetzt. In den Studien wird überdies festgestellt, dass sich die Vögel v.a. in der UAD aufhalten, sodass für diesen Abschnitt der durchschnittliche Bestand von ca. 150 auf knapp 1000 nach oben korrigiert werden musste. Um einen Eindruck zu erhalten, wie sich diese Änderungen beispielsweise auf die P-Einträge auswirken, wurden die durchschnittlichen Jahresfrachten für die beiden Bilanzzeiträume gegenübergestellt (Abb. 3-65). In der OAD nahm die während einer Saison eingebrachte P-Menge um rund 20% zu, wobei der Anstieg im Wesentlichen auf den erhöhten Zustrom aus der UAD beruhten. Deutlich höher sind die aktuell modellierten P-Mengen für die UAD,

nämlich um mehr als 1/3. Diese Zunahme basiert zwar ebenfalls primär auf die neu hinzugekommene Einleitung aus der Neuen Donau, aber auch auf einen vermehrten Eintrag über das Grundwasser und tatsächlich auch auf eine höhere Belastung durch Wasservögel.

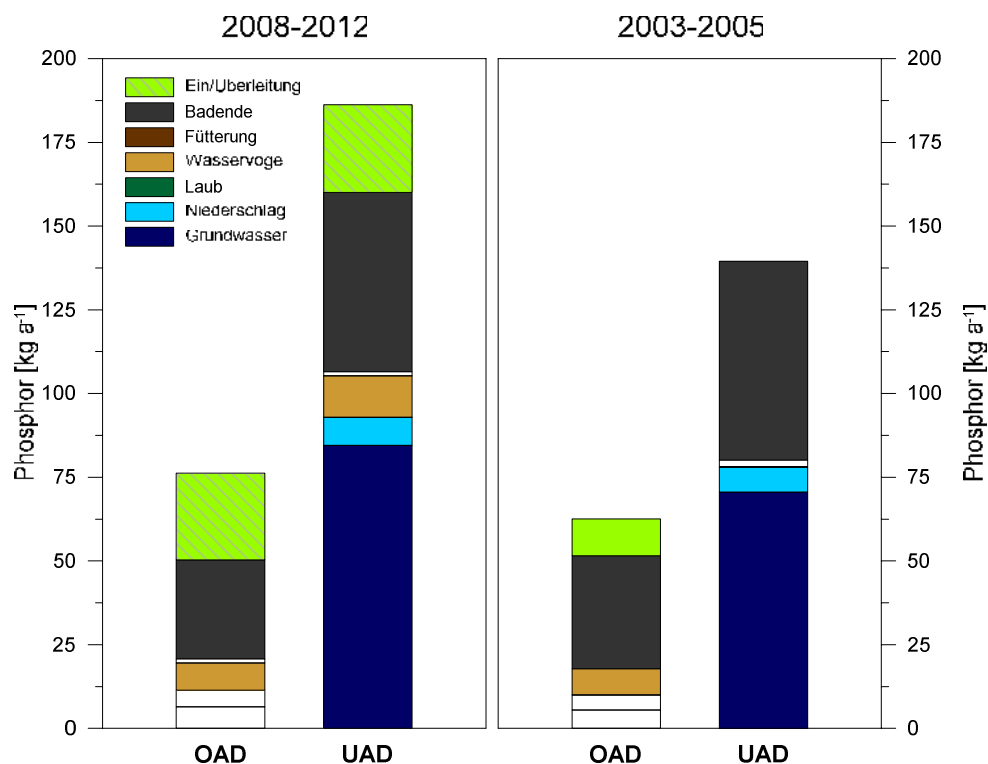


Abb. 3-65. Durchschnittliche Gesamtphosphorfrachten, die jährlich in die Obere und Untere Alte Donau eingetragen werden, gegenübergestellt für die Bilanzzeiträume 2008–2012 und 2003–2005.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die auf **Messwerten basierenden Stoffmengen den bilanzierten Ein- und Ausgangsfrachten** – für beide **Berechnungszeiträume**, aber getrennt für die OAD und UAD – **gegenübergestellt** (Abb. 3-66 bis Abb. 3-71). Die tatsächlichen Phosphor- und Siliziummengen, in der UAD auch die Calciummenge, haben sich 2008–2012 gegenüber 2003–2005 kaum verändert. Und auch die modellierten Mengen zeigen einen ähnlichen Verlauf, wobei die IST-Mengen jeweils deutlich überschätzt wurden. Der Gesamtstickstoff und das Calcium in der OAD sind im Freiwasser hingegen angestiegen, was sich in der OAD auch in höheren Prognosewerten widerspiegelt. Dass in der UAD aktuell ebenfalls höhere TN-Mengen vorhanden sind, zeigt sich hingegen in keiner entsprechenden Zunahme der SOLL-Werte. Interessant ist dieser Vergleich für den Parameter Magnesium: in der UAD stimmen die Kalkulationen für beide Zeiträume zunächst gut mit den Messwerten überein, erst ab dem dritten Bilanzjahr driften die Kurven auseinander. Dieser Trend setzt sich für den längeren Berechnungszeitraum 2008–2012 dann auch fort. In der OAD laufen die Mess- und Modell-Kurven bereits ab Mitte des jeweils ersten Bilanzjahres auseinander. Während der erreichte Abstand in der Prognose 2008–2012 konstant bleibt, wächst die Differenz in diesem Fall für das Modell 2003–2005. Zuletzt zur Sulfat-Bilanz, die bei Riedler et al. (2009) eine sehr gute Prognose-Wahrscheinlichkeit ergab. Die aktuellen Berechnungen ergeben hingegen große Abweichungen der SOLL- von den IST-Mengen, die in der UAD einer Unterschätzung und in der OAD einer Überschätzung gleich kommen. Die unterschiedlichen Modellergebnisse sind eine Summe

der oben aufgezählten und diskutierten Faktoren, wie z.B. Ungenauigkeiten in der Wasserbilanz, geänderte Konzentrationen im Grundwasser, aktualisierte Eingangsgrößen (z.B. Badegästeanzahl).

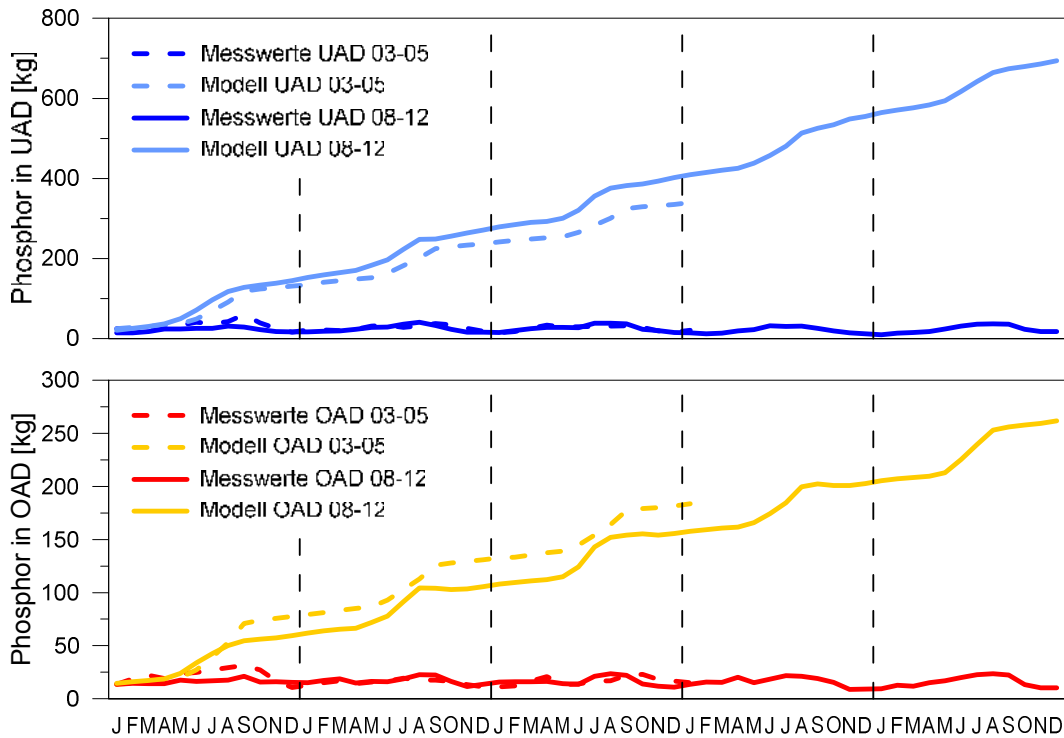


Abb. 3-66. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Phosphor-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

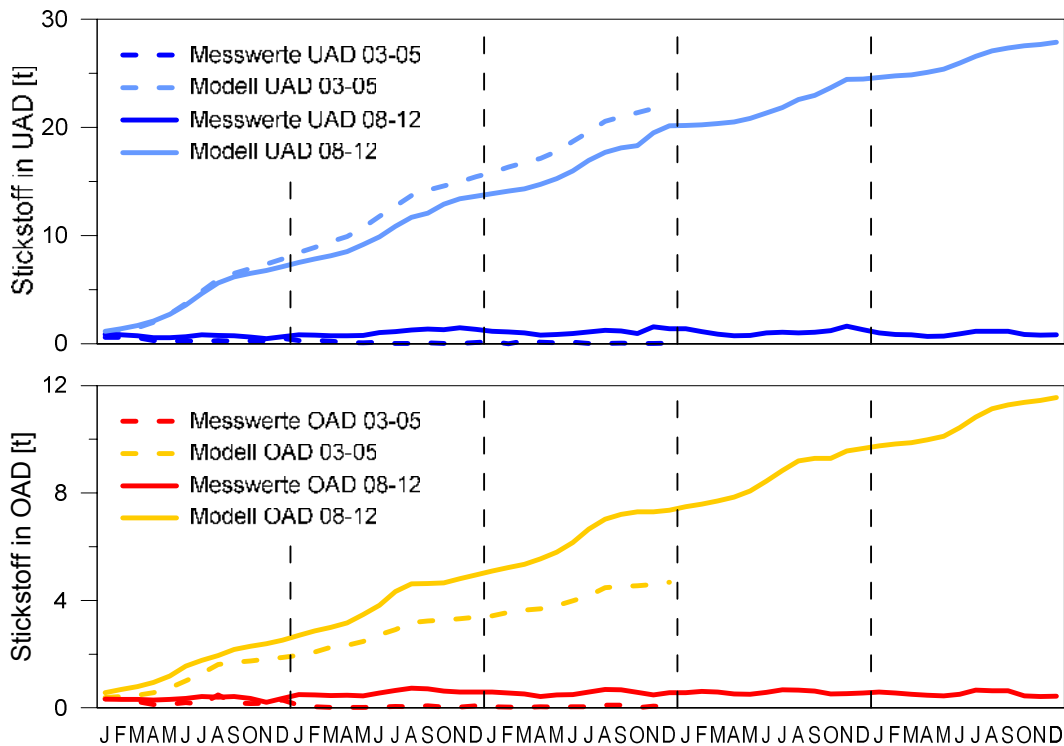


Abb. 3-67. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Stickstoff-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

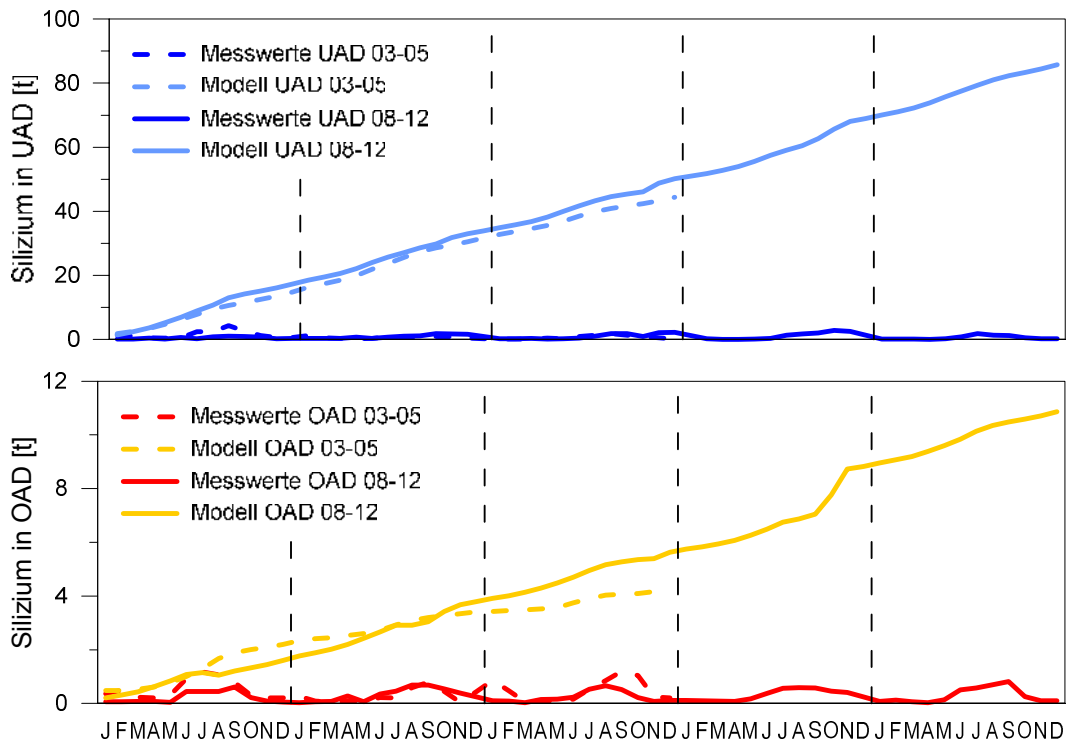


Abb. 3-68. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Silizium-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

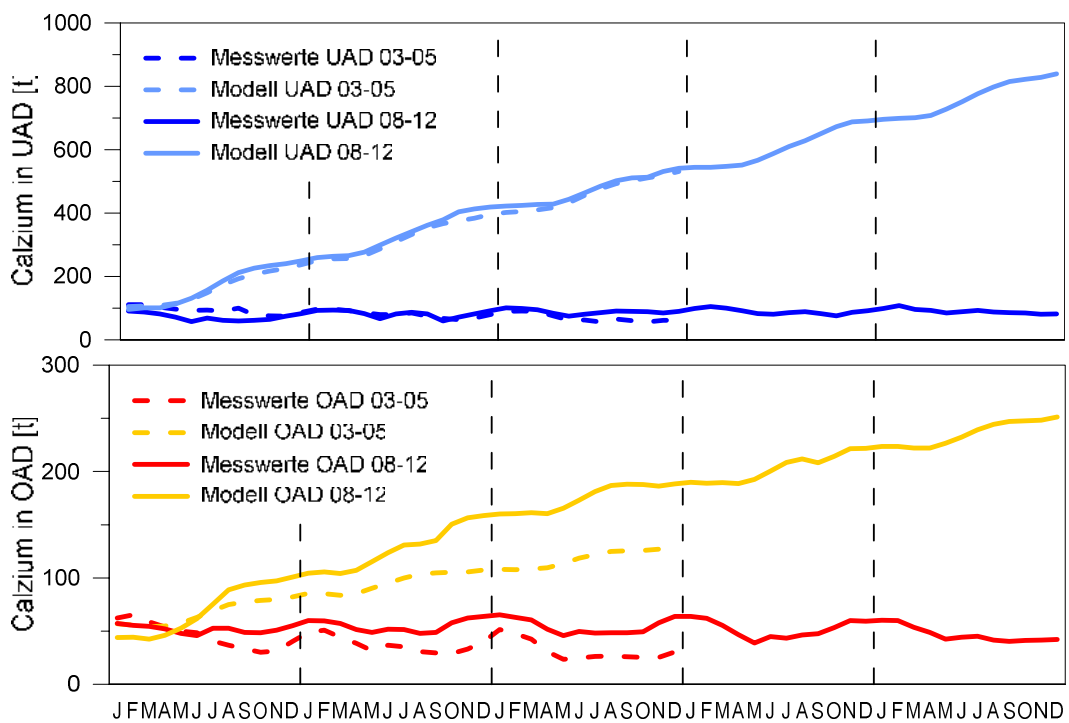


Abb. 3-69. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Calcium-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

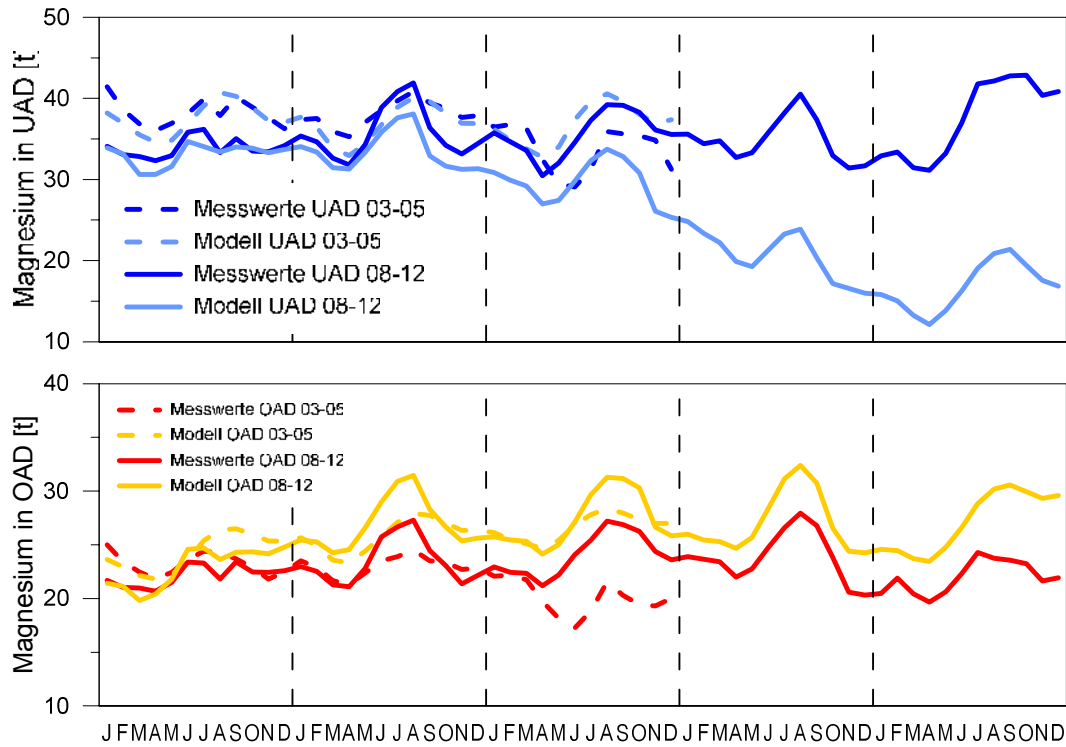


Abb. 3-70. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Magnesium-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

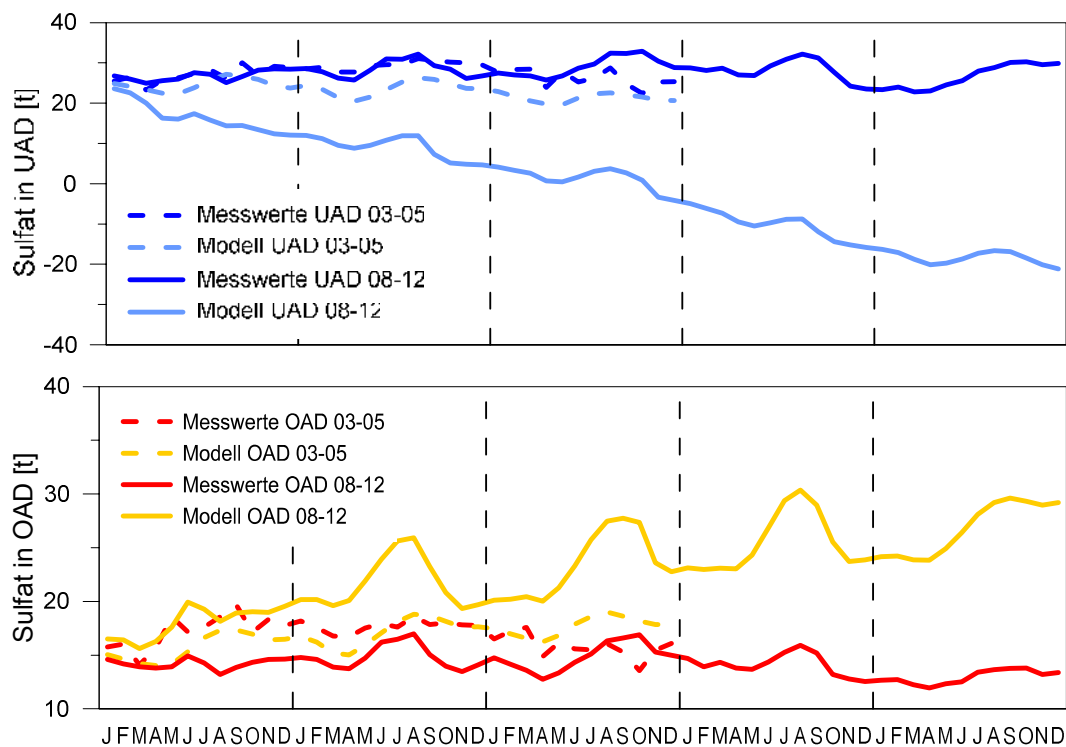


Abb. 3-71. Auf Messwerten basierende sowie modellierte Sulfat-S-Mengen in der Unteren und Oberen Alten Donau in den beiden Bilanzzeiträumen.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Fragestellung

Vorrangiges Ziel der vorgelegten Studie war es, eine Ist-Zustandsbeschreibung der Stoffbilanz der Alten Donau zu erstellen. Sie soll dem Vergleich mit früheren Berechnungen dienen sowie eine Prognose der weiteren Entwicklung der Wasserqualität in der Alten Donau unterstützen.

Hydrologische Bilanz

Die hydrologische Bilanz dient als Basis für die Stoffbilanz und wurde von der GRUPPE WASSER für den Zeitraum 2008–2012 erstellt. Da keine oberflächigen Zubringer in die Alte Donau münden, wird das hydrologische Regime auf der Eintragsseite ausschließlich von Grundwasser und Niederschlägen gesteuert. Neben diesen „natürlichen“ Bilanzgliedern erfolgt während eines Wassertausches eine beträchtliche Zufuhr über das oberirdisch eingeleitete Wasser aus der Neuen Donau.

Der mittlere Anteil des Grundwasserzustroms an den gesamten Einträgen betrug in der Unteren Alten Donau im Zeitraum 2008–2012 62%. In der Oberen Alten Donau ist die unterirdisch einströmende Wasserfracht hingegen signifikant geringer, mit nur 16% der Gesamteinträge. Durch die Altlastensicherung Bruckhausen und den Betrieb der Sperrbrunnenkette ist am gesamten rechten Ufer der OAD faktisch kein Grundwasserzustrom gegeben.

Seit Umsetzen der Wassertauschmaßnahmen kann dieser – je nach Dauer der Durchführung – die Wasserbilanz beider Becken maßgeblich beeinflussen. In der UAD umfasst dieses Bilanzglied gemittelt über alle fünf Jahre 31%. Ein Großteil des eingeleiteten Neue-Donau-Wassers wird in die OAD weitertransportiert, wodurch diese Überleitung nun zur wichtigsten Zuflussgröße für die OAD (75%) geworden ist. Die Niederschläge spielen im Vergleich dazu mit 7% (UAD) und 10% (OAD) mittlerem Anteil an den gesamten Einträgen eine untergeordnete Rolle.

In der UAD fließen im Mittel rund 40% des Gesamtaustrages über das Grundwasser ab. Gemittelt über alle fünf Bilanzjahre umfassen die oberflächigen Ausleitungen in die Obere Lobau und ins Kaiserwasser etwa 20%, können allerdings im Rahmen der Wasserspiegelabsenkung bzw. des Wassertausches bis zu 60% des Gesamtaustrages erreichen. Durch den oberflächigen Abfluss aus der UAD in die OAD im Bereich der Kagraner Brücke gehen der UAD im Durchschnitt 34% verloren, durch Verdunstung im Mittel 8%. Das Wasserregime in der OAD wird auf der Austragsseite mittlerweile von drei Bilanzgliedern bestimmt, neben dem Grundwasserabstrom (35%) und der Verdunstung (10%) erfolgt während eines Wassertausches die Ausleitung über den Waserpark (55%). Vom Grundwasser fließen rund 60% ins linksufrige gelegene Hinterland, mehr als 1/3 wird von der Sperrbrunnenkette der Altlastensicherung Bruckhausen am rechten Ufer der OAD abgezogen.

Die mittleren Jahresein- und -austräge der Wasserbilanz der Alten Donau sind in Abb. 4-1 dargestellt.

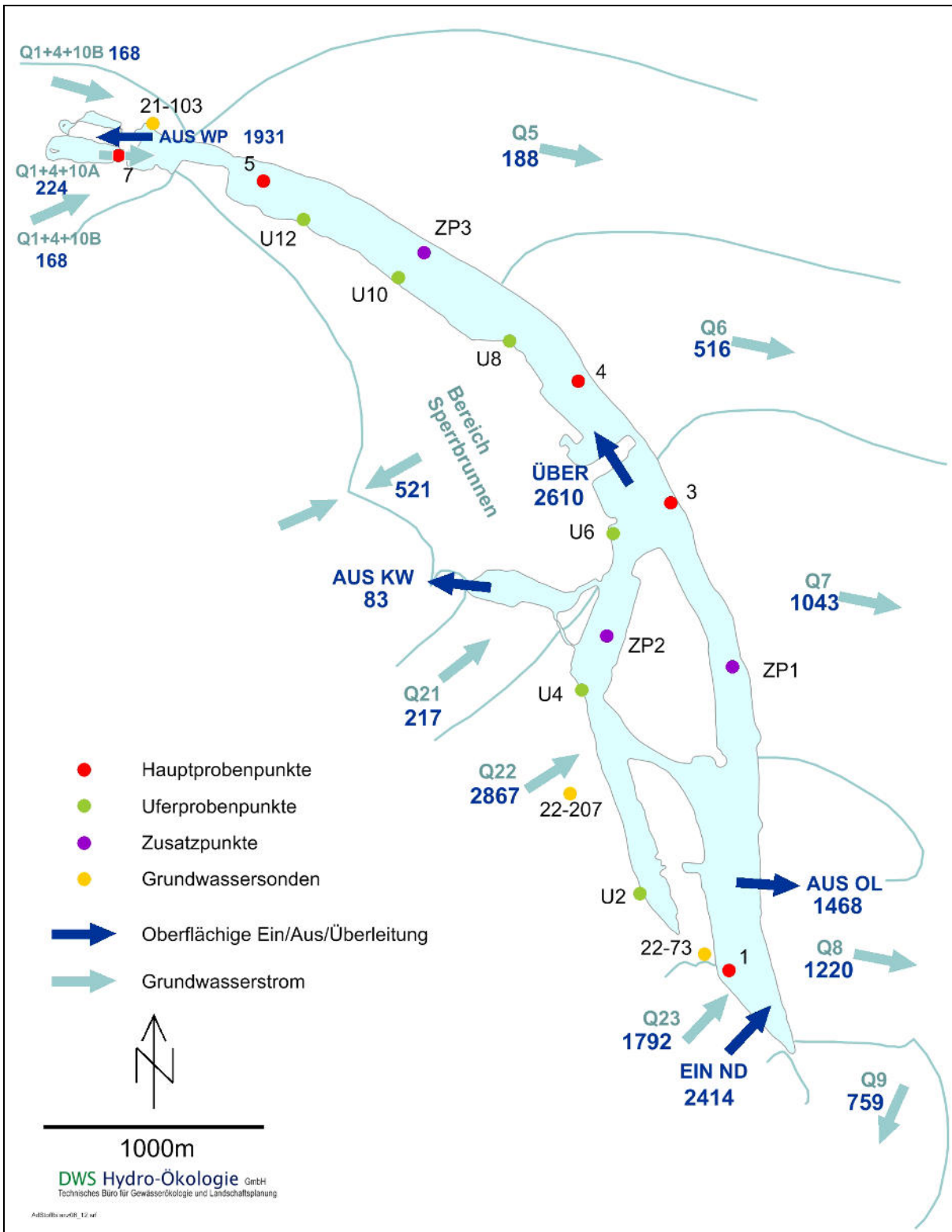


Abb. 4-1. mittlere Jahresein- und austräge basierend auf der Wasserbilanz für den Zeitraum 2008 bis 2012 [in $10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$] (Niederschlag: $892 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$, Verdunstung: $955 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$).

Chloridbilanz

Der Chlorideintrag in die Alte Donau wird vom Grundwasser und der Einleitung aus der Neuen Donau während der Wassertäusche dominiert, der atmosphärische Eintrag ist demgegenüber vernachlässigbar (< 1%). In den Jahren 2008–2012 gelangten auf diesen Wegen zwischen 6.6 und 19.8 t Chlorid pro Monat in die UAD, in Phasen des Wassertausches stieg die Fracht allerdings auf bis zu 44 t. In der OAD wurden die monatlichen Chlorid-Einträge (Mittelwert: 8.5 t) in etwa zu 2/3 vom Grundwasser und zu einem 1/3 von den oberflächigen Überleitungen aus der UAD bestimmt.

Der Chlorid-Austrag im Zeitraum 2008–2012 betrug in der Unteren Alten Donau 6.6 bis 16.3 t monatlich, während eines Wassertausches kam es zu einem Anstieg auf bis zu 53.3 t. Im Frühling wurde der Chlorid-Export vor allem durch ausgeleitetes Oberflächenwasser während der Absenkungsphasen bestimmt, während eines Wassertausches dominierten ganz eindeutig die in die OAD übergeleiteten Frachten, im Herbst eher der Austrag über das Grundwasser. Außerhalb eines Wassertausches wurden in der Oberen Alten Donau monatlich zwischen 2.0 und 5.2 t Chlorid ausschließlich über das abfließende Grundwasser exportiert. Wird ein Wassertausch durchgeführt, verliert der Grundwasser-austrag an Bedeutung und das über den Wasserpark ausgeleitete Chlorid umfasst dann bis zu 10-fach höhere Mengen.

Die mittleren Jahresein- und austräge der Chloridbilanz der Alten Donau sind in Abb. 4-2 dargestellt bzw. in der zusammenfassenden Übersichtstabelle Tab. 4-1 aufgelistet.

Die Gegenüberstellung von den tatsächlich im Gewässer vorhandenen Chlorid-Mengen und den auf Grund der Bilanz berechneten Werten ergab nur teilweise eine gute Übereinstimmung. In der OAD sind die modellierten Werte v.a. in der Saison 2009 eher zu hoch, aber ab der zweiten Jahreshälfte 2010 zu niedrig angesetzt. Deutlichere Abweichungen zeigen hingegen die Messungen und Berechnungen für die UAD, wo die Kurven bereits ab Ende 2009 auseinanderdriften und durch das Modell eine eindeutige Überschätzung der Chlorid-Mengen erfolgt.

Gesamtphosphorbilanz

In die Obere Alten Donau werden jährlich 76 kg Phosphor eingetragen, wobei knapp 40% durch den Badebetrieb, beschränkt auf die Monate Mai bis September, eingebracht werden. Fast ebenso bedeutend sind die Überleitungen aus der UAD, die – maßgeblich erhöht durch die Wassertauschmaßnahmen – 34% ausmachen. Bereits deutlich geringere Anteile gehen auf die Wasservögel, den Grundwasserzustrom und die Niederschläge zurück (5–8 kg bzw. 6–11%). Das Anfüttern von Fischen bedeutet nur eine geringe P-Belastung (1 kg bzw. 2%) und der auf wenige Wochen im Jahr konzentrierte Eintrag durch den herbstlichen Laubfall umfasst sogar nur 0.1%. In die Untere Alte Donau gelangen pro Jahr 186 kg Phosphor, bezogen auf das Volumensverhältnis von 1 : 2 zwischen OAD und UAD ist der jährliche Eintrag in beide Becken vergleichbar. Den Hauptanteil am Phosphor-Input hat im Unterschied zur OAD der Grundwasserzustrom mit 85 kg bzw. 45%. An zweiter Stelle liegt der Eintrag durch Badegäste in Höhe von jährlich 54 kg (29%), der sich im Unterschied zum saisonal relativ homogenen Grundwasserzuzug auf wenige Monate im Sommer konzentriert. Ebenfalls zeitlich begrenzt sind die Einleitungen aus der Neuen Donau im Rahmen des

Wassertausches, ihr Beitrag für die P-Bilanz der UAD liegt bei 26 kg (14%). Der Kot von Wasservögeln belastet das Gewässer mit jährlich 12 kg Phosphor (7%), während über die nasse Deposition 8 kg eingebracht werden (rund 4%). Durch das Anfüttern von Fischen und dem herbstlichen Laubfall gelangen hingegen weniger als jeweils 1.5 kg bzw. 1% in die UAD.

Der monatliche Phosphoraustrag in der UAD besteht aus ca. 0.7 kg, die über das Grundwasser abgezogen werden und einer fast doppelt so hohen Fracht, die im Rahmen der Absenkung bzw. des Wassertausches oberflächlich über das Schützenau und das Kaiserwasser ausgeleitet wird (1.3 kg). Wird ein Wassertauch durchgeführt, wie in den Jahren 2008 bis 2011, macht die in die OAD abgeführte P-Fracht in Summe zwischen 19–39 kg a⁻¹ aus, ohne Wassertauch (Saison 2012) nur 7 kg a⁻¹. In der Oberen Alten Donau wird Phosphor permanent über Grundwasser aus dem System entfernt, allerdings nur in Höhe von durchschnittlich 0.3 kg Monat⁻¹. Vielfach höhere Frachten verlassen die OAD hingegen während eines Wassertausches (2–16 kg Monat⁻¹).

Die mittleren Jahresein- und austräge der Phosphorbilanz der Alten Donau sind in Abb. 4-3 dargestellt bzw. in der zusammenfassenden Übersichtstabelle Tab. 4-1 aufgelistet.

Sowohl in der UAD als auch in der OAD übersteigen die ermittelten Phosphor-Einträge die Austräge also bei weitem. Vergleicht man die gemessenen und nach dem Bilanzmodell berechneten TP-Mengen bestehen somit eklatante Unterschiede. Sie betragen in den für die Bilanz herangezogenen fünf Jahren in der Unteren Alten Donau fast 700 kg und in der Oberen Alten Donau etwa 250 kg. Die Abweichung von Soll (Bilanz) und Ist in den Jahren 2008 bis 2012 kann als jene Phosphormenge betrachtet werden, die nicht durch die berücksichtigten Bilanzglieder erklärt wird und ist im Wesentlichen auf drei Prozesse zurückzuführen: die Sedimentation, die Aufnahme durch Makrophyten, der Austrag über das Mähgut sowie die Rücklösung aus dem Sediment. Das Sediment bzw. der Wasserpflanzenbestand der Alten Donau fungieren dabei mit wenigen Ausnahmen als Nährstofffalle, Rücklösungen traten kaum auf.

Stickstoffein- und -austräge, Silizium-, Calcium-, Magnesium- und Sulfatbilanz

Ähnlich dem Phosphor sind die Stickstoff- und Siliziumbilanz überwiegend eintragsseitig dominiert. Ein Vergleich zwischen der tatsächlich im Gesamtvolumen der Alten Donau befindlichen Stickstoff- bzw. Siliziummenge mit jener, die durch das Modell prognostiziert wird, ergeben sich – insbesondere in der UAD – beträchtliche Differenzen. Am Ende der fünf bilanzierten Jahre würden demgemäß in der OAD 12 t gelöster, anorganischer Stickstoffverbindungen verbleiben und in der UAD 28 t. Tatsächlich unterliegen die Stickstofffraktionen einer Vielzahl Umsetzungsprozesse, die in der Gegenüberstellung der Ein- und Austräge nicht einmal ansatzweise erfasst werden konnten. Aus diesem Grund ist es auch kaum möglich, dem Unterschied zwischen Messwerten und bilanzierten Werten auf den Grund zu gehen. Beim Silikat lagen zwar ähnlich hohe Abweichungen zwischen den tatsächlichen und modellierten Werten vor – 10 t in der OAD und 85 t in der UAD – durch Berücksichtigung der Si-Zehrung durch Kieselalgen konnte diese Differenz jedoch zumindest teilweise erklärt werden.

Eine Gegenüberstellung der Ein- und Austräge von Calcium ergab zwar für die UAD ebenfalls einen deutlichen Überhang der Einträge, in der OAD war die Bilanz hingegen annähernd ausgeglichen. In der OAD liegt die nicht durch das Modell erklärte Ca-Menge gegen Ende 2005 bei rund 200 t, in der

UAD hingegen bei ca. 750 t. Dass ein Teil der sog. „Nettodeposition“ von den Wasserpflanzen gezehrt wird, lässt sich anhand des Vergleiches mit der Bilanz 2003–2005 nachvollziehen. In diesem Zeitraum – vor der Umsetzung der Wassertauschvorgänge – reichte die Differenzmenge offenbar nicht aus, um die Produktivität der Makrophyten zu kompensieren, wodurch die Konzentrationen im Freiwasser abnahmen.

Im Unterschied zu den bisherigen Bilanzen halten sich beim Magnesium die monatlichen Eingangs- und Ausgangsfrachten annähernd die Waage (UAD: ca. 9 t, OAD: ca. 5 t). Ein Vergleich der modellierten Werte mit den tatsächlichen Magnesium-Mengen im Gewässer zeigt für die OAD ansatzweise eine gute Übereinstimmung (Differenz Ende 2012: 8 t). Auch in der UAD verlaufen die beiden Kurven zunächst parallel, driften aber bereits ab dem zweiten Bilanzjahr auseinander, am Ende des Betrachtungszeitraumes beträgt die Differenz schließlich rund 24 t. Diese Abweichung ist höchstwahrscheinlich auf die sehr ähnlichen Konzentrationen im zuströmenden Grundwasser und im Freiwasser (entspricht dem GW-Abstrom) zurückzuführen, wodurch die verdünnende Wirkung des eingeleiteten, Mg-armen Wassers aus der Neuen Donau offensichtlich nicht mehr kompensiert werden kann.

Ähnlich der Magnesium-Bilanz stimmen die Summen der Eingangs- und Ausgangsfrachten von Sulfat-S annähernd überein. In der UAD liegt der durchschnittliche monatliche In- und Output bei ca. 6 t, in der OAD bei rund 3 t. Ein Vergleich der modellierten Werte mit den tatsächlichen Sulfat-S-Mengen ergibt für die OAD zu hoch prognostizierte Werte, während in der UAD eine Unterschätzung erfolgt. Die Grundlagen für die Abweichungen sind auch bei diesem Parameter in den unterschiedlichen Sulfat-Konzentrationen im Grundwasserzustrom und in dem für die Aus-, Über- und Einleitungen relevanten Freiwasserwerten zu suchen. So liegen in der UAD die Gehalte im Grundwasser bereits im Jänner 2008 unter jenen im Freiwasser, wodurch die Kurven von Beginn an divergieren.

Tab. 4-1 mittlere Jahresein- und Austräge basierend auf den Stoffbilanzen differenziert für die Obere und Untere Alte Donau im Zeitraum 2008 bis 2012 (Ausleitung KW/Sch ... Summe der Ausleitungen über das Kaiserwasser und das Schützenhaus).

Obere Alte Donau	Phosphor kg a ⁻¹	Stickstoff kg a ⁻¹	Silizium kg a ⁻¹	Chlorid t a ⁻¹	Sulfat t a ⁻¹	Calcium t a ⁻¹	Magnesium t a ⁻¹
GW-Zustrom	6	985	1581	34	14	50	15
Niederschlag	5	375	<1	<1	<1	<1	<1
Badegäste	30	503	-	-	-	-	-
Laub	<1	1	-	-	-	-	-
Wasservögel	8	129	-	-	-	-	-
Anfütterung	1	17	-	-	-	-	-
Einleitung aus UAD	26	1043	1326	66	27	97	40
GW-Abstrom	4	49	210	34	14	44	20
Ausleitung Wapa	23	776	544	0	24	61	33
Summe Eintrag	76	3052	2907	100	41	147	55
Summe Austrag	27	825	753	34	38	105	54
Untere Alte Donau	Phosphor kg a ⁻¹	Stickstoff kg a ⁻¹	Silizium kg a ⁻¹	Chlorid t a ⁻¹	Sulfat t a ⁻¹	Calcium t a ⁻¹	Magnesium t a ⁻¹
GW-Zustrom	85	3780	16214	144	45	310	75
Einleitung ND	26	1998	4000	38	20	116	31
Niederschlag	8	627	<1	<1	<1	<1	<1
Badegäste	54	911	-	-	-	-	-
Laub	<1	2	-	-	-	-	-
Wasservögel	12	196	-	-	-	-	-
Anfütterung	1	17	-	-	-	-	-
GW-Abstrom	8	380	1139	71	31	117	46
Ausleitung in OAD	26	1043	1326	66	27	97	40
Ausleitung OL/KW	16	697	675	21	17	63	24
Summe Eintrag	186	7530	20215	182	66	426	106
Summe Austrag	50	2120	3140	158	75	276	109

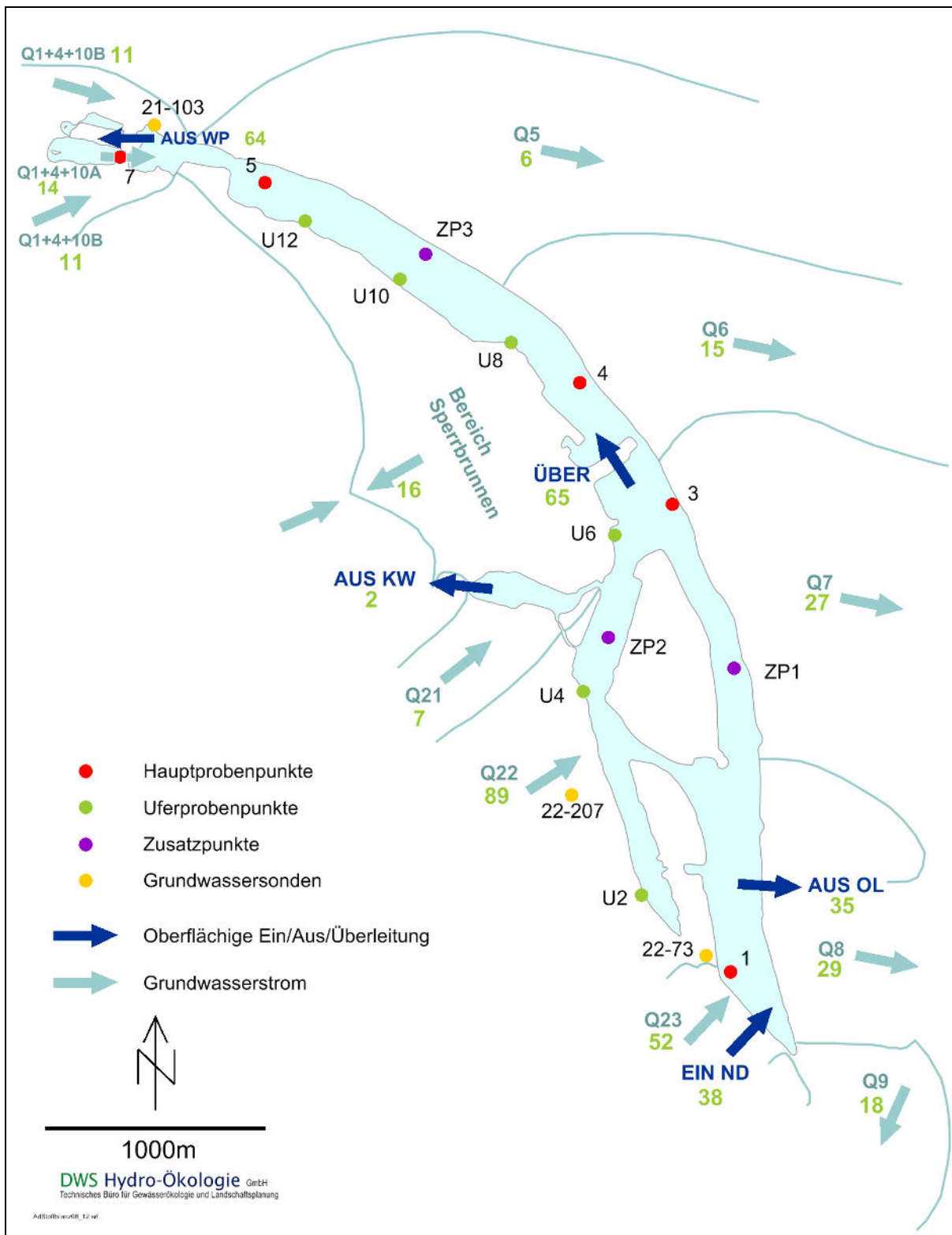


Abb. 4-2. mittlere Jahresein- und austräge basierend auf der Chloridbilanz für den Zeitraum 2008 bis 2012 [in $t a^{-1}$] (Niederschlag in OAD und UAD: $< 1 t a^{-1}$).

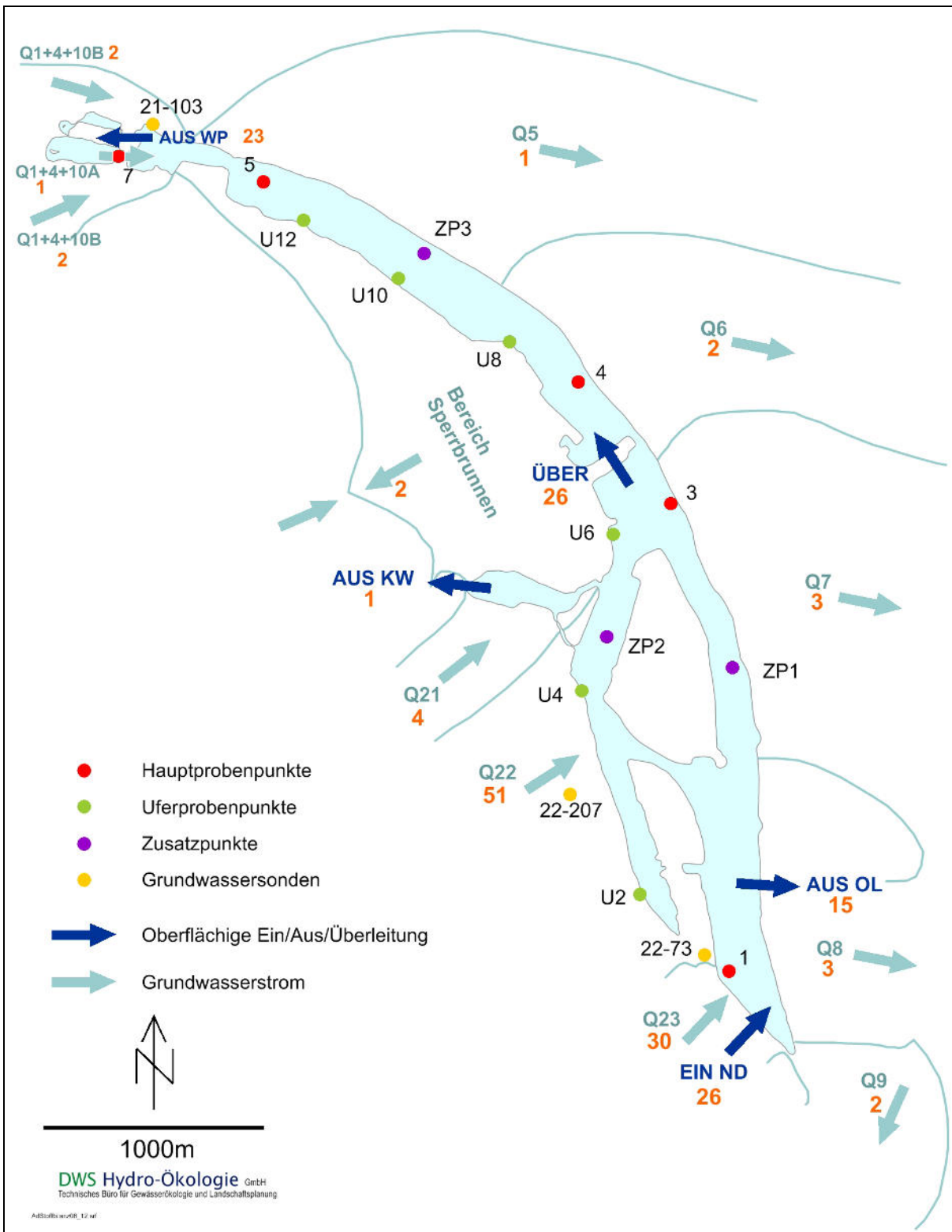


Abb. 4-3. mittlere Jahresein- und austräge basierend auf der Phosphorbilanz für den Zeitraum 2008 bis 2012 [in kg a^{-1}] (Niederschlag in OAD und UAD: 13 kg a^{-1} , weitere Bilanzglieder siehe Tab. 4-1).

Vergleich mit früheren Stoffbilanzen der Alten Donau

In der **Wasserbilanz** 2003–2005 stimmen der Wasserstand und die berechneten Volumina sehr gut überein. Eine größere Unsicherheit kennzeichnet hingegen die für den Zeitraum 2008–2012 prognostizierten Werte. Insbesondere in der zweiten Jahreshälfte 2012 kommt es zu deutlichen Abweichungen, indem das bilanzierte Volumen gegenüber dem tatsächlichen Pegel überschätzt wird. Die Ursache für die Differenz konnte nicht schlüssig einem Bilanzglied zugeordnet werden, sodass für Wasserbilanz eine Korrekturmenge eingeführt wurde, die etwa einem Minus-Strom von 25 L s^{-1} entspricht. In der Stoffbilanz kann diese Fehlmenge freilich nicht direkt eingesetzt werden, da die Belegung mit einer Konzentration nicht möglich ist, wenn über den Ursprung des Volumensstroms keine Aussage gemacht werden kann.

Vielmehr wurde versucht, anhand der **Chlorid-Bilanz** die Wasserbilanz zu evaluieren bzw. die Fehlmengen und deren zeitliches Auftreten aufzuzeigen. Diese Vorgangsweise macht deutlich, dass in der UAD v.a. während der Wassertauschvorgänge offensichtlich die Einträge über- bzw. die Austräge unterschätzt wurden. Eine weitere über mehrere Monate notwendige Korrektur ist während der Absenkung im Jahr 2011 nötig, wobei in dieser Phase die Einträge zu niedrig bzw. die Austräge zu hoch kalkuliert wurden. In der OAD ist das Bild vergleichbar, während der Wassertäusche erfolgte möglicherweise eine vermehrte Überleitung aus der UAD bzw. ein geringerer Austrag über den Wasserpark. Um schließlich die Abweichung in der zweiten Jahreshälfte 2012 zu bereinigen, müsste sowohl in der UAD als auch in der OAD ein zusätzlicher Output von Chlorid im Spätsommer/Herbst berücksichtigt werden. Im Verhältnis zu den Chlorid-Mengen, die im Zuge eines Wassertausches transportiert werden, sind die Fehlmengen verhältnismäßig gering, größenordnungsmäßig entsprechen sie jenen Frachten, die über das Grundwasser bewegt werden.

Änderungen, die in den letzten Jahren die **Konzentrationen im Freiwasser** der Alten Donau betroffen haben, sind primär auf das Makrophytenwachstum und die damit in Zusammenhang stehenden Wassertauschvorgänge zurückzuführen. Abgesehen vom Ca-Pool, der durch den Wassertausch eine Aufstockung erfuhr, kam es bei den meisten anderen Parametern eher zu einer Verdünnung durch die Einleitung von Wasser aus der Neuen Donau.

Massive Verschiebungen fanden bei dem kleinräumigen **Grundwasser-Zustrombereich** in der OAD (Q1+4+10) statt. Die für den Umströmungsbereich des Wasserparks relevante Sonde 21-103 wies bei fast allen Parametern einen signifikanten Anstieg der Konzentrationen auf: rund + 30% Calcium und Magnesium, + 50% $\text{SO}_4\text{-S}$ und Chlorid, dreifach höhere DIN-Gehalte und ein leichter Anstieg des DP. Basierend auf der Chlorid-Bilanz musste das ursprünglich angenommene Zustrom-Verhältnis zwischen Schotterdamm und den Umströmungsbereich abgeändert werden, indem nun auf dem Umströmungsbereich ein stärkeres Gewicht liegt. Überdies ist nicht auszuschließen, dass sich durch das Öffnen und wieder Anschütten des Schotterdamms zu Beginn und Ende jedes Wassertausches auch tatsächlich die Grundwasserdurchlässigkeit verändert hat.

Für jene Bilanzglieder (Badegäste, Laub, Anfütterung und Wasservögel), die nur in die Phosphor- und Stickstoffmodelle eingehen, wurden die bereits 2009 getroffenen Annahmen weitgehend beibehalten. Aktualisiert wurden nur die Anzahl der **Badegäste** und die Abschätzung des **Wasservogelbestandes**.

Die Auswirkungen auf die durchschnittlichen jährlichen Phosphorfrachten waren folgende: In der OAD nahm die während einer Saison eingebrachte P-Menge um rund 20% zu, wobei der Anstieg im Wesentlichen auf den erhöhten Zustrom aus der UAD beruht. Deutlich höher sind die aktuell modellierten P-Mengen für die UAD, nämlich um mehr als 1/3. Diese Zunahme basiert zwar ebenfalls primär auf die neu hinzugekommene Einleitung aus der Neuen Donau, aber auch auf einen vermehrten Eintrag über das Grundwasser und auch auf eine höhere Belastung durch Wasservögel.

Ein **Vergleich** der Stoffbilanzen von **Nachtnebel & Fürst (1998)** und Riedler et al. (2009) mit der vorliegenden Studie ergibt hinsichtlich der Phosphorfrachten im Grundwasserzustrom zumindest größenordnungsmäßig in allen drei Arbeiten eine gute Übereinstimmung (100 kg a^{-1}). Die über das Grundwasser abtransportierte P-Menge bei Nachtnebel & Fürst ist hingegen um etwa den Faktor 20 höher als in den P-Bilanzen 2009 und 2015. Die Unterschiede in den Stickstoffbilanzen sind noch größer als beim Phosphor, mit 30- bis 40-fach höheren Zustrom- und 50-fach höheren Abstromwerten im Modell von 1998. Die Ursachen dieser Differenzen liegen vermutlich primär in den unterschiedlichen Grundwasserverhältnissen und in der abweichenden Auswahl der Bilanzglieder (Grundwasserabstromsonden *versus* Freiwasser).

5 LITERATUR

- Bernhardt, H., 1978. Die hypolimnische Belüftung der Wahnbachtalsperre. GWF Wasser-Abwasser 119: 177–182.
- Donabaum, K. 1992. Der Chlorophyll-a-Gehalt von Planktonalgen. Diss. Universität Wien, 264 S.
- Donabaum, K. & P. Riedler 2008. Anhebung des Puffervermögens der Alten Donau mittels Wassertausch, Gewässerökologie, Bericht 2008. Beweissicherung im Auftrag der MA 45, S 39.
- Donabaum, K. & P. Riedler 2010. Anhebung des Puffervermögens der Alten Donau mittels Wassertausch, Gewässerökologie, Bericht 2009. Beweissicherung im Auftrag der MA 45, S 39.
- Donabaum, K. & P. Riedler 2011. Anhebung des Puffervermögens der Alten Donau mittels Wassertausch, Gewässerökologie, Bericht 2010. Beweissicherung im Auftrag der MA 45, S 42.
- Donabaum, K., P. Riedler, F. Seebacher & R. Taschke, 2006. Anhebung des Puffervermögens der Alten Donau mittels Wassertausch. Wasserrechtliches Einreichoperat im Auftrag der MA 45.
- Donabaum, K., M. Großschartner & P. Riedler 2009. Alte Donau 2008. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 109 S + Anhang.
- Donabaum, K., M. Großschartner & P. Riedler 2010. Alte Donau 2009. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Donabaum, K., M. Großschartner, R. Niedermayr, P. Riedler & K. Ruzicska 2011. Alte Donau 2010. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Donabaum, K., M. Großschartner, R. Niedermayr, P. Riedler & K. Ruzicska 2012. Alte Donau 2011. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Donabaum, K., M. Großschartner, R. Niedermayr, P. Riedler, K. Ruzicska & E. Sigmund 2013. Alte Donau 2012. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Dvorak 2003. Ergebnisse der Spezialkartierung Gewässervögel 2003. Im Auftrag der MA22 der Stadt Wien, 41 pp.
- Einsele, W., 1936. Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. Arch. Hydrobiol. 29: 664-686.
- Graber, A., 2007. Forschungsergebnisse aus der Schweiz. Algenrasenfilter, Teichreinigung, Messtechnik. 4. Int. Schwimmteich-Kongress, Hannover.
- Göring, H., 2001. Sanierungsverfahren für Badegewässer. Vortrag im Rahmen der Fortbildungsveranstaltung „Aktuelle Themen der Trinkwasser-, Badebeckenwasser- und Badegewässerhygiene“ - Bezirksamt Hamburg-Eimsbüttel.
- Gunkel, K., H.-J., Jessen, 1986. Untersuchungen über den Harnstoffeintrag in das Badewasser. Acta hydrochim hydrobiol 14, 451 - 461.
- Hozang, B., 2008. Nutzungskonzept der Alten Donau. Studie im Auftrag der MA45 und der DHK.
- Humpesch, U. H. (ed.) 1997. Neue Donau 1996. Teilstauerfahrung: Gesamtphosphor: 20 µg/l, Chlorophyll-a: 3,0 µg/l, Salmonellen: 0. Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Krammer, K., 1986. Kieselalgen. Biologie, Baupläne der Zellwand, Untersuchungsmethoden. Stuttgart, Franckh, 140 pp.
- Kreuzinger, N., 2009. Aquifer. In: G. Wolfram, A. Kirschner, N. Kreuzinger & U. Wyhera [Red.], Limnologisches Monitoring der Neuen Donau. Jahresbericht 2008. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der Verbund-Austrian Hydro Power AG, Wien, pp. 37–66.
- Lampert, W. & U. Sommer, 1993. Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, 440 pp.

- Larcher, W., 1984. Ökologie der Pflanzen. UTB, 403 pp.
- LFU BW – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1996. Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen. Handbuch Wasser 2, Literaturstudie, 163 pp.
- Mandl, P. & H. Sampl, 2004. Projektseminar Gewässermodellierung (WS 2003/04). Teilmodell: Wasservögel (unveröffentl. Studie).
- Mortimer, C., 1941, 1942. The exchange of dissolved substance between mud and water in lakes. J. Ecol. 29: 280–329, 147–201.
- Nachtnebel, H.P. & J. Fürst, 1998. Stoffeintrag in die Alte Donau. Bericht im Auftrag der MA 45.
- OECD, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment & control. Final Report. OECD Cooperative Programme on monitoring of inland waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD Paris.
- Oschmann, N., 2006. Die Hamburger Badegewässer. Bericht aus dem Freiwilligen Ökologischen Jahr 1998/1999, aktualisiert 2006. Umweltbehörde Hamburg, Fachamt für Umweltuntersuchungen.
- Pall, K., 2004. Alte Donau 2003. Monitoring. Makrophyten. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Pall, K., K. Donabaum, P. Riedler, S. Schwillinsky, R. Taschke & Ch. Voggenberger 2008. Absenkung Alte Donau. Wasserwirtschaftlicher Versuch – Beweissicherung 2008. Jahresbericht an die MA 45.
- Pall, K., K. Donabaum, P. Riedler, S. Schwillinsky, R. Taschke & Ch. Voggenberger 2009. Absenkung Alte Donau. Wasserwirtschaftlicher Versuch – Beweissicherung 2009. Jahresbericht an die MA 45.
- Pall, K., Taschke, R., Voggenberger, C., Wögerer, C., Donabaum, K. & P. Riedler, 2010. Absenkung Alte Donau. Wasserwirtschaftlicher Versuch, Zusammenfassung 2006–2010. Untersuchung im Auftrag der Stadt Wien, MA45, 80pp+Anhänge
- Pall, K., Taschke, R., Voggenberger, C., Wögerer, C., Donabaum, K. & P. Riedler, 2011a. Absenkung Alte Donau. Wasserwirtschaftlicher Versuch, Beweissicherung 2010. Untersuchung im Auftrag der Stadt Wien, MA45, 87pp+Planbeilagen+Anhänge.
- Pall, K., Taschke, R. & P. Riedler, 2011b. Wasserspiegelabsenkung Alte Donau – Wasserrechtliches Einreichprojekt im Auftrag der Stadt Wien, MA45, 29pp+Planbeilagen+Anhang.
- Raab, R., 2002. Brutvogelkartierung auf der Donauinsel. Kartierung und Bewertung ausgewählter Vogelarten auf der Donauinsel im Jahr 2002. Endbericht 2002. Im Auftrag der MA45 der Stadt Wien. Deutsch Wagram. 82 pp.
- Riedler, P., G. Wolfram & K. Donabaum, 2005. Alte Donau 2004 – Sedimentuntersuchung. Gutachten im Auftrag der MA 45.
- Riedler, P., M. Grosschartner, G. Kum, G. Wolfram & K. Donabaum, 2006. Sanierung Heustadelwasser. Gewässerökologie, Makrophytenbestandserhebung & Sedimentuntersuchung. Gutachten im Auftrag der MA 45.
- Riedler, P., G. Wolfram & K. Donabaum, 2009. Stoffbilanz Alte Donau 2003 bis 2005. Studie im Auftrag der MA 45.
- Riedler, P. & K. Donabaum 2009. Wassertausch Wasserpark. Beweissicherung Limnologie. Jahresbericht 2008. Studie im Auftrag der MA 45, S 34.
- Riedler, P. & K. Donabaum 2010. Wassertausch Wasserpark. Beweissicherung Limnologie. Jahresbericht 2009. Studie im Auftrag der MA 45, S 34.
- Riedler, P. & K. Donabaum, 2011. Wassertausch Wasserpark, Beweissicherung Limnologie. Jahresbericht 2010. Studie im Auftrag der MA 45, S 39.

- Riedler, P. & K. Donabaum 2012a. Anhebung des Puffervermögens der Alten Donau mittels Wassertausch, Gewässerökologie, Bericht 2011. Beweissicherung im Auftrag der MA 45, S 49.
- Riedler, P. & K. Donabaum 2012b. Wassertausch Wasserpark. Beweissicherung Limnologie. Jahresbericht 2011. Studie im Auftrag der MA 45, S 40.
- Riedler, P., Sigmund E. & K. Donabaum, 2013. Alte Donau – Wassertausch Wasserpark, Beweissicherung Limnologie. Jahresbericht 2012. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Riedler, P. in Vorb. Alte Donau 2015 – Sedimentuntersuchung. Gutachten im Auftrag der MA 45.
- Roeske, W., 1980. Schwimmbeckenwasser. 1. Auflage, Verlag Otto Haase, Lübeck.
- Schulz, L., 1981. Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste.- Zbl. Bakt. Hyg, I. Abt. Orig. B 173: 528-548.
- Schwoerbel, J., 1993. Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, 387 pp.
- Spieker, J., 2003. Ökologische Grundlagen stehender Badegewässer. A.B. Archiv des Badewesens 03/01.
- Taschke, R., T. Luza, Ch. Voggenberger, S. Schwillinsky & M. Prantl, 2004. Wasserhaushalt Alte Donau, Berechnung der Wasserbilanz mit Hilfe eines numerischen Grundwasserströmungsmodells. Studie im Auftrag der MA 45.
- Taschke, R., Ch. Voggenberger, I. Leonhartsberger, Ch. Wögerer, 2014. EU-Life+Urban Lake Alte Donau. Aktualisierung der hydrologischen Bilanz. Studie im Auftrag der MA45, 56 pp.
- Vollenweider, R., 1968. Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication, OECD, Tech. Report DA 5/SCI/68, Paris.
- Wesner, W., 2004. Der Schritt vom Hobbyteich zum professionellen Teichbau – Die Bilanzierung des Schwimmteiches. Deutscher Gartenbau 19, S. 14ff.
- Wetzel, R., 1983. Limnology. Saunders College Publishing, 760 pp.
- Weilguni, H., U. H. Humpesch & A. Dujmic [eds] 2000. Neue Donau 1999: Hochwasser – Trophische Balance. Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 139 pp. + Anhang.
- Wolfram, G., U. H. Humpesch & A. Dujmic [eds] 2001. Neue Donau 2000: Kolmation. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der Verbund-Austrian Hydro Power AG, 210 pp. + Anhang.
- Wolfram, G. & U. H. Humpesch [eds] 2003. Neue Donau 2002: Die Auswirkungen unterschiedlich starker Hochwässer auf die Neue Donau. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der Verbund-Austrian Hydro Power AG, 267 pp. + Anhang.
- Wolfram, G. & U. H. Humpesch [eds] 2004. Neue Donau 2003 – ein ausgeglichenes Ökosystem. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der Verbund-Austrian Hydro Power AG, 248 pp. + Anhang.