Sanierungsprojekt Ossiacher See – Bleistätter Moor Fünf Jahre nach Fertigstellung

Stand 2023

Abb. 1: Blick auf die Absetzbecken im Mündungsbereich der Tiebel. Foto: KIS R. Fresner.

Einleitung

Der Ossiacher See ist einer der großen Seen Kärntens. Im Osten des Sees, wo der Hauptzufluss, die Tiebel, mündet, grenzt das Bleistätter Moor. In den 1930er Jahren wurden große Teile des Moores trockengelegt und landwirtschaftlich genutzt. Die nährstoffreichen Drainagewässer sowie die nährstoffreichen Pumpwässer aus der 220 Hektar großen Polderfläche gelangen letztlich in den Ossiacher See.

In den 1980/1990er Jahren, lange nach der Verbesserung der Wasserqualität, die Dank der Ringkanalisation (1971) und dem Fernhalten der Abwässer aus dem Ossiacher See gegeben war, kam es im Ostbecken des Sees zum wiederkehrenden Auftreiben von unansehnlichen Algenfladen. Diese tellergroßen aufrahmenden Fladen wurden von der Königsschwingalge (*Oscillatoria princeps*), einer Cyanobakterie bzw. Blaualge, gebildet. Die Wasserqualität des Ossiacher Sees kam unter Druck und der Sommertourismus hatte darunter zu leiden.

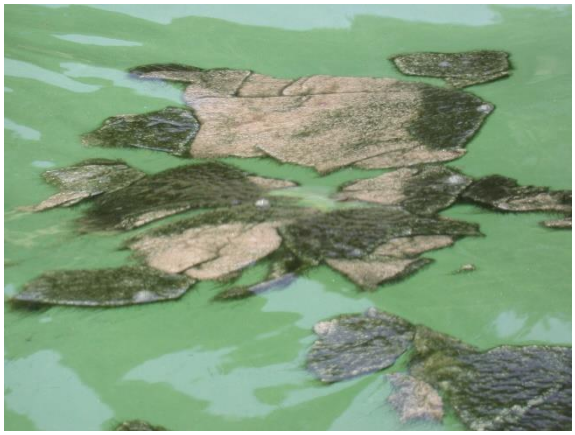


Abb. 2: Algenfladen von Oscillatoria princeps. Foto: KIS.

Gezielt auf die Massenentwicklung der Algen ausgerichtete Studien waren die wissenschaftliche Grundlage für die Planung des Sanierungsprojektes “Ossiacher See – Bleistätter Moor“. Sie haben gezeigt, dass die Ursachen für das Auftreiben der Blaualgen auf Schwebstoffeinträge über die Tiebel und auf

die Einleitung der Drainagewässer aus dem Bleistätter Moor zurückzuführen sind.

Bereits 1996 wurden als Ziele des Sanierungsprojektes Gewässerschutz, Hochwasserschutz und Sanierung der Drainagen formuliert. Dann folgten intensive limnologische, ökologische und technische Untersuchungen sowie viele Gespräche mit den Vertretern der Gemeinden und Bürgern. Letztlich einigte man sich zum Bau von Absetzbecken im Mündungsbereich der Tiebel, mit dem Ziel die Wasserqualität des Sees durch die Filterwirkung zu verbessern und weiterhin eine landwirtschaftliche Nutzung des Moores zu ermöglichen. Die Rückhaltebecken sollten als Schweb-, Schad- und Nährstofffalle fungieren und so den Eintrag in den See reduzieren.

Bis 2016 lagen 220 Hektar des Bleistätter Moores, das sich von Feldkirchen-Rabensdorf bis zum Ossiacher See auf einer Fläche von rund 600 Hektar erstreckt, unter dem Grundwasserspiegel. Zwei Pumphäuser pumpten das Drainagewasser aus dem Polder in die Tiebel bzw. in den Ossiacher See. Heute beträgt die Polderfläche 155 Hektar und das anfallende Drainagewasser wird mittels der 2012 errichteten Pumpen in die Tiebel und über die Absetzbecken in den See geleitet. Insgesamt wurden im Mündungsbereich der Tiebel 75 Hektar aus der Bewirtschaftung genommen und größtenteils geflutet.

Der schon früh erkannte Zusammenhang zwischen dem weiträumigen Fehlen von Wasserpflanzen und der massenhaften Entwicklung der Königsschwingalge „*Oscillatoria princeps“* im Ossiacher See wurde im Jahr 2009 durch die Bewertung[1] der Wasserpflanzen (Makrophyten) mit einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand bestätigt. Demnach stellen die Zusammensetzung und Ausprägung der Wasserpflanzen ein großes ökologisches Problem dar.

Eine gesetzliche Handhabe zur Durchführung des „Sanierungsprojektes Ossiacher See – Bleistätter Moor“ ist mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie gegeben. Sie verpflichtet uns den „guten“ ökologischen Zustand der Gewässer zu bewahren bzw. zu erreichen. Für den Ossiacher See wurden die drei biologischen Qualitätskomponenten: Algen Fische und Wasserpflanzen entsprechend der „Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer“ bewertet Die ökologischen Zustände ergaben anhand der Algen (Phytoplankton) im 3-Jahresmittel von 2013 bis 2015 ein „mäßig“, anhand der Fische im Jahr 2014 ein „gut“ und anhand der Wasserpflanzen (Makrophyten) im Jahr 2009 ein „unbefriedigend“. Nach dem Prinzip, dass die schlechteste Qualitätskomponente den ökologischen Gesamtzustand bestimmt, ist der ökologische Zustand des Ossiacher als „unbefriedigend“ zu bezeichnen. Ein Umstand der die Verhandlungen zum Bau der Absetzbecken maßgeblich vorantrieb.

Mit dem vom Land Kärnten ausgearbeiteten Sanierungskonzept „Ossiacher See – Bleistätter Moor“ sollte das Algenaufkommen eingedämmt und der gute ökologische Zustand des Sees wiederhergestellt werden.

Diesem Zweck dienen die beiden Absetzbecken im Bleistätter Moor (Abb. 3), die links und rechts der Tiebel im Zeitraum von 2016 bis 2018 angelegt wurden.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass mit dem Sanierungsprojekt Ossiacher See – Bleistätter Moor eine Verringerung der Polderflächen erfolgt ist, aber nach wie vor weite Teile des Moores künstlich entwässert werden und sich künftig aufgrund der Bodensackung der Polder weiter vergrößern wird. Die Trockenlegung und die Bewirtschaftung des Moores stellt einen Vorgang dar, der so gar nicht zur „Moorstrategie Österreich 2030+“ passt, die die bedeutende Rolle der Feuchtgebiete für den Wasserkreislauf hervorhebt und zum Schutz der Moore aufruft. Moore filtern und reinigen das Wasser und vermögen es wie ein Schwamm aufzusaugen und zu speichern. Durch ihre Fähigkeit Kohlenstoff zu speichern, tragen sie wesentlich zum Klimaschutz bei. Durch die fortlaufende landwirtschaftliche Nutzung des Bleistätter Moores werden nicht nur Treibhausgase freigesetzt, sondern weiterhin wird Phosphor mobilisiert und in die Tiebel geleitet.

1 Pall, K., V. Mayerhofer, S. Mayerhofer, S. Hippeli, & A. Pall (2009): Makrophytenkartierung Ossiacher See – Bewertung, Qualitätselement Makrophyten – Bewertung nach WRRL, 20 pp.

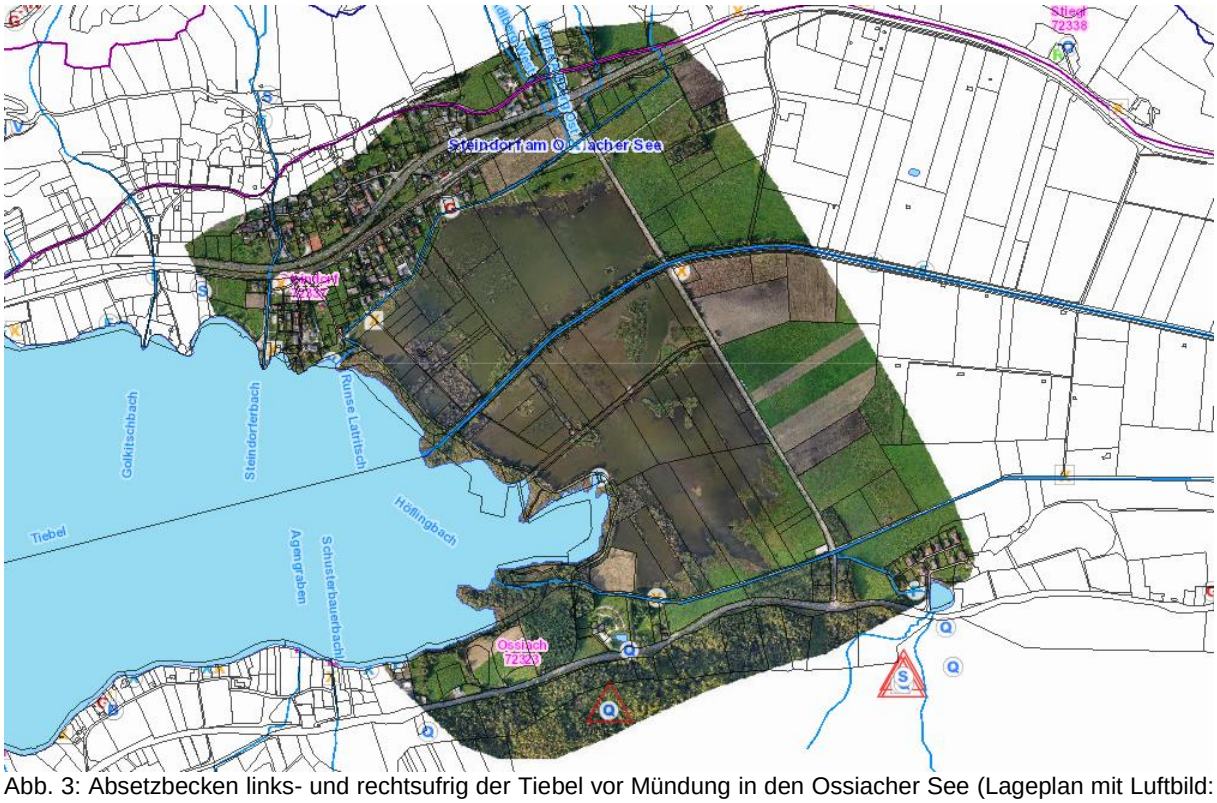


Abb. 3: Absetzbecken links- und rechtsufrig der Tiebel vor Mündung in den Ossiacher See (Lageplan mit Luftbild: Wasser (ktn.gv.at).

Ergebnisse

Vor fünf Jahren wurden die Absetzbecken, mit dem Ziel den ökologischen Zustand des Ossiacher Sees zu verbessern, fertiggestellt. Die Wirkung der gesetzten Maßnahmen wird anhand ausgewählter Nährstoffparameter überprüft. Dazu werden nachstehend die Daten des gewässerökologischen Monitorings, das durch die Abt. 8 Umwelt, Naturschutz und Klimaschutzkoordination gleich nach dem Abstellen der alten Pumpen am 1. März 2017 mit einem engmaschigen Untersuchungsprogramm an mehreren Messstellen im Ossiacher See, in der Tiebel, und in den Absetzbecken startete, herangezogen.

Ossiacher See

In der Vergangenheit gelangten bis in die 1970-er Jahre die ungeklärten häuslichen Abwässer aus dem Einzugsgebiet in den See. Die Folge waren massive Algenblüten bzw. Eutrophierungserscheinungen. Der Bau der Ringkanalisation und damit das Fernhalten der Abwässer führten im See rasch zu einem Rückgang des Gesamt-Phosphor-Inhaltes. Dieser Erfolg wurde im Laufe der Zeit jedoch durch die intesive Nutzung des Bleistätter Moores getrübt, da mit der Tiebel die nährstoffreichen Drainwässer des Moores in den Ossiacher kommen. Mit dem Wirksamwerden der errichteten Absetzbecken im Mündungsbereich der Tiebel ist nun im Ossiacher See wieder ein Rückgang beim Gesamt-Phosphor zu beobachten (Abb. 4).

In die routinemäßige Bewertung der Wasserqualität des Ossiacher Sees (Trophie und ökologischen Zustand) fließen jährlich jene Daten ein, die über der tiefsten Stelle im Westbecken erhoben werden. Im Rahmen des Sanierungsprojektes wurden zusätzlich auch vom Ostbecken Wasserproben über der tiefsten Stelle (11 m) entnommen. Die Berechnung von Gesamt-Phosphor-Inhalt und gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration erfolgte wie üblich mit den Werten des Westbeckens

und zusätzlich mit den Messergebnissen von West- und Ostbecken.

Abb. 4 stellt die Langzeitentwicklung des Gesamt-Phosphor-Inhalts vom Ossiacher See dar, zu dessen Berechnung die Daten der tiefsten Stelle im Westbecken Verwendung fanden.

In der Abb. 5 ist der Gesamt-Phosphor-Inhalt des Ossiacher Sees ab dem Jahr 2016 dargestellt. Die Ergebnisse aus den beiden Berechnungsarten zeigen eine Abnahme beim Gesamt-Phosphor-Inhalt. Die Werte, berechnet aus der Summe von Ost und Westbecken sind nur geringfügig höher als die der routinemäßigen Berechnung. Von 2019 auf 2023 nahm der Gesamt-Phosphor-Inhalt berechnet als Summe von Ost- und Westbecken um rund 700 Kilogramm von 2,79 Tonnen auf 2,01 Tonnen ab. Auf Basis der Daten des Westbecken erfolgte eine Abnahme von 2,72 Tonnen auf 1,96 Tonnen.

Auch die gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration nahm ab (Abb. 6). Das Jahresmittel berechnet aus Ost- und Westbecken sank von 2019 auf 2023 von 13,7 µg/l auf 9,9 µg/l und berechnet für den gesamten See mit den Werten des Westbeckens von 13,4 µg/l auf 9,7 µg/l.

Dem entsprechend hat sich die volumsgewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration des Ossiacher Sees nach den Vorgaben der allgemein-physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten vom mäßigen in den guten ökologischen Zustand verbessert (EQR 3-Jahresmittel 2021-2023: 0,49).

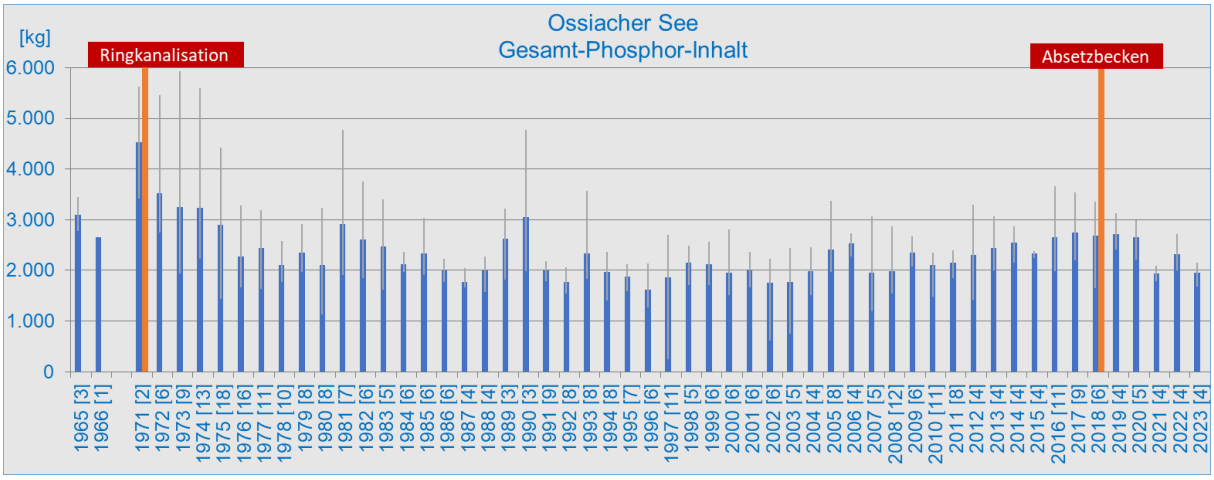


Abb. 4: Gesamt-Phosphor-Inhalt in Kilogramm im Ossiacher See von 1965 bis 2023; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

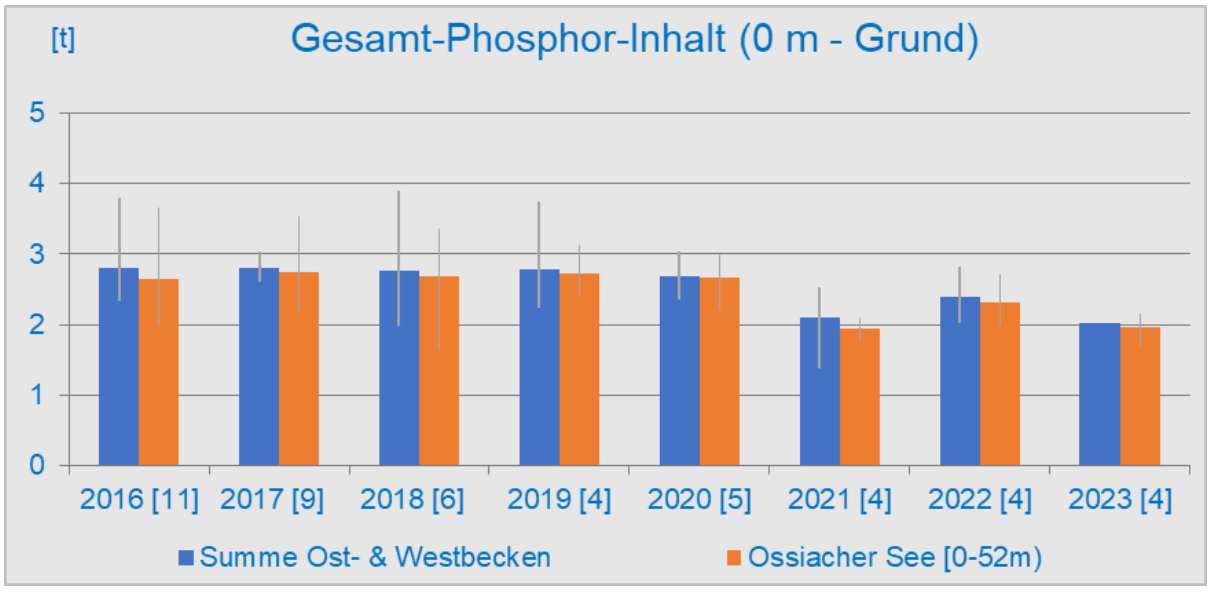


Abb. 5: Vergleich von Gesamt-Phosphor-Inhalt (Tonnen) im Ossiacher See von 2016 bis 2023; berechnet aus Summe von Ost- und Westbecken sowie mit den Daten des Westbeckens; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

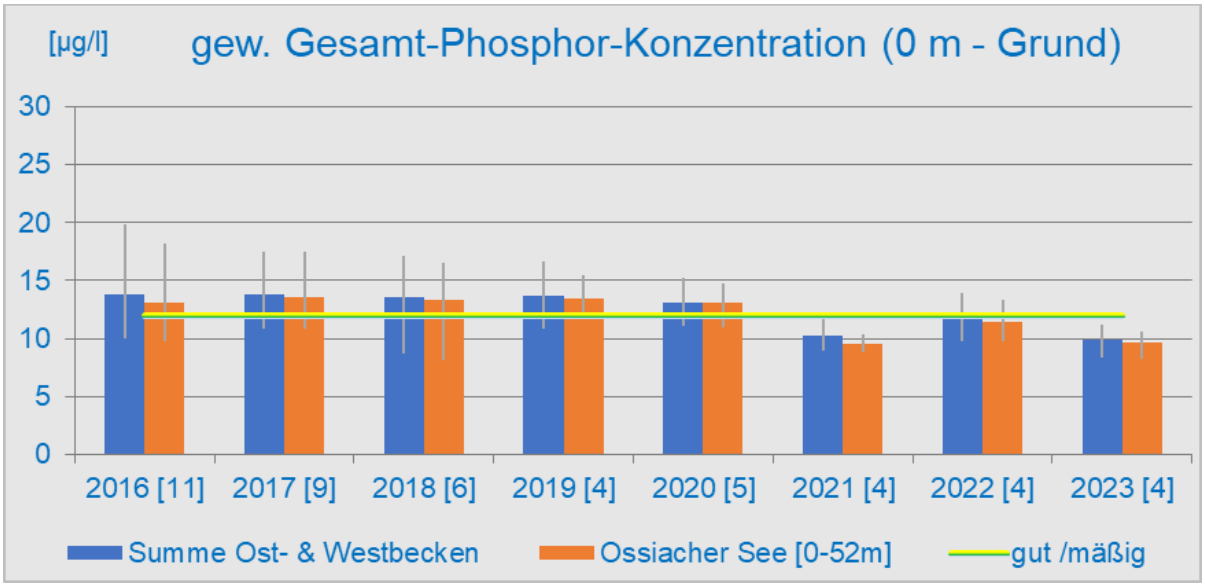


Abb. 6: Vergleich der gewichteten Gesamt-Phosphor-Konzentration im Ossiacher See von 2016 bis 2023; berechnet aus Summe von Ost- und Westbecken sowie mit den Daten des Westbeckens; die Zahlen [x] geben die Anzahl der Untersuchungstermine an.

Eine Verbesserung zeigen auch die Sichttiefenwerte an, die als Maß für die Menge an Schwebealgen verwendet werden. Die Jahresmittelwerte haben sich besonders in den letzten drei Jahren von 4,3 Meter (mäßig) im Jahr 2021 auf 5,5 Meter (gut) im Jahr 2023 verbessert. Auch das 3-Jahresmittel (2021 – 2023) zeigt erstmals mit einem EQR-Wert von 0,55 wieder die gute Zustandsklasse an. Somit hat der Ossiacher See hinsichtlich der allgemein physikalisch-chemischen Qualitäts-komponenten den guten ökologischen Zustand erreicht.

Eine Verbesserung ist auch bei der Qualitätskomponente Algen bzw. Phytoplankton zu erkennen. Mit EQR-Werten von 0,61 und 0,62 weisen die 3-Jahresmittel von 2020 bis 2022 und von 2021 bis 2023 den guten ökologischen Zustand auf.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die Absetzbecken zu einer sichtbaren und nachvollziehbaren Verbesserung der Wasserqualität des Ossiacher Sees geführt haben.

Tiebel 2018 - 2023

Im fünften Jahr nach Fertigstellung haben sich die Absetzbecken als Sediment- und Nährstofffalle weiterhin gut bewährt. Sie halten einen Großteil der anorganischen Schwebstoffe und einen Teil der Nährstoffe, die hauptsächlich von den Drainagewässern des Bleistätter Moores stammen, zurück. Tab. 1 listet die Konzentrationen ausgesuchter Nährstoff-Parameter der Tiebel (inklusive der Pumpwässer) vor und nach den Absetzbecken sowie der Becken selbst auf. Bis zum November 2018 (Bau der Tiebelsperre) wurden die Absetzbecken nur wenig von der Tiebel gespeist.

Besonders die Phosphor-Fraktionen: Gesamt-Phosphor, Orthophosphat-Phosphor und gelöster Phosphor sind in der Tiebel nach den Absetzbecken stets deutlich geringer.

Auch beim Nitrat- und Ammonium-Stickstoff sind die Werte in der Tiebel nach Durchfluss der Absetzbecken geringer.

Nach den Absetzbecken ist auch bei den abfiltrierbaren Stoffen in der Tiebel eine Verringerung zu verzeichnen.

Bei den Parametern gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) liegen nach den Absetzbecken naturgegeben meist höhere Konzentrationen vor.

Ein differenziertes Bild liefert die Darstellung der einzelnen Untersuchungstermine. So

muss festgehalten werden, dass es durchaus Zeitpunkte gibt, an denen die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in der Tiebel nach den Absetzbecken größer sind als in der Tiebel vor den Absetzbecken. Allerdings waren die Jahresmittel der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen mit Ausnahme des Jahres 2019 in der Tiebel nach den Absetzbecken stets geringer. Im Jahr 2019 war ein Anstieg von 42 µg/l auf 48 µg/l zu beobachten. Im Jahr 2020 hielten die Absetzbecken einiges zurück, sodass die mittlere Konzentration in der Tiebel von 95 µg/l vor den Absetzbecken auf 63 µg/l nach den Absetzbecken sank (Abb. 7). Auch 2021, 2022 und 2023 gab es eine Reduktion der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in der Tiebel von 42 µg/l auf 31 µg/l, von 46 µg/l auf 35 µg/l bzw. von 90,3 µg/l auf 73,7 µg/l. Vermutlich haben die relativ niederschlagsarmen Jahre 2021 und 2022 weniger Gesamt-Phosphor aus den Polderflächen mobilisiert. Das Unwetter im Juli 2023 hat zu einem enormen Anstieg der Gesamt-Phosphor-Konzentration geführt.

Sehr erfolgreich verlief in allen vier betrachteten Jahren die Reduktion des pflanzenverfügbaren Orthophosphat-Phosphors (Abb. 8) und des gelösten Phosphors (Abb. 9).

Eine Reduktion nach den Absetzbecken war auch beim Nitrat- und Ammonium-Stickstoff zu beobachten. Die Nitrat-Stickstoff-Konzentration nahm durch die Absetzbecken durchschnittlich um zwanzig Prozent ab (Abb. 10). Beim Ammonium-Stickstoff war nach Durchfluss der Absetzbecken in der Tiebel ebenso eine Reduktion der Konzentrationen zwischen 20 und 30 Prozent zu beobachten (Abb. 11).

Tab. 1: Mittlere Konzentration ausgewählter Parameter in der Tiebel „vor“ und „nach“ den Absetzbecken sowie in den Absetzbecken (AB) von November 2018 bis Dezember 2023; die Konzentration für die Tiebel vor den Absetzbecken berechnet sich aus Werten der Messstelle „Tiebel vor Einleitung der Pumpwässer“ inklusive der Konzentrationen der Pumpwasser; Zahlen in [X/X/X] geben die Anzahl der Untersuchungstermie vor AB, AB und nach AB an).

Tiebel	vor AB	AB	nach AB		vor AB	AB	nach AB
Phosphor gesamt	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Abfiltrierbare Stoffe	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2018 [20/10/19]	62,2	63,1	44,1	2018 [11/10/11]	24,2	14,9	12,8
2019 [12/6/11]	42,2	49,7	48,0	2019 [12/6/11]	8,7	16,4	16,1
2020 [13/6/13]	95,3	52,7	62,6	2020 [13/6/13]	47,6	14,4	17,2
2021 [14/5/12]	42,2	37,7	31,4	2021 [14/5/14]	14,8	12,2	9,1
2022 [12/5/12]	46,1	43,9	34,5	2022 [12/5/12]	11,7	9,7	10,6
2023 [12/6/12]	90,3	58,4	73,7	2023 [12/6/12]	50,9	17,1	31,6
Phosphat-Phosphor	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Ammonium-Stickstoff	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
2018 [20/10/19]	39,3	5,0	4,4	2018 [11/10/11]	423	70	79
2019 [12/6/11]	16,7	5,1	4,7	2019 [12/6/11]	144	59	77
2020 [13/6/12]	13,7	4,6	4,2	2020 [12/6/12]	114	72	58
2021 [14/5/12]	12,1	4,2	4,5	2021 [12/5/12]	117	81	70
2022 [12/5/12]	18,5	5,0	4,2	2022 [12/5/12]	194	67	81
2023 [12/6/12]	15,7	6,8	6,3	2023 [12/6/12]	101,4	70,3	72,7
Phosphor gelöst	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	Nitrat-Stickstoff	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
2018 [11/10/11]	49,4	12,8	10,2	2018 [11/10/11]	906	526	626
2019 [12/6/11]	23,2	11,3	11,7	2019 [12/5/11]	891	600	698
2020 [13/6/13]	20,5	9,8	10,7	2020 [12/6/12]	975	805	805
2021 [14/5/12]	17,2	7,2	8,0	2021 [12/5/12]	918	856	856
2022 [12/5/12]	22,9	7,3	6,3	2022 [12/5/12]	844	811	811
2023 [12/6/12]	18,2	8,8	8,6	2023 [12/6/12]	1045	913	928
BSB5	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	TOC	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2018 [11/10/11]	1,0	3,2	2,3	2018 [11/10/11]	4,6	3,7	3,3
2019 [12/5/11]	0,6	3,0	2,0	2019 [12/5/11]	2,1	3,9	3,3
2020 [12/6/12]	0,7	1,8	1,6	2020 [12/6/12]	3,1	3,1	3,4
2021 [12/5/12]	0,8	1,1	1,4	2021 [12/5/12]	2,3	2,6	3,1
2022 [12/5/12]	0,8	1,9	1,6	2022 [12/5/12]	2,1	2,3	2,8
2023 [12/6/12]	0,7	1,2	1,1	2023 [12/6/12]	3,2	3,4	3,7

Die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe in der Tiebel ist eng mit Starkregenereignissen und Oberflächenabflüssen verbunden. Mit dem Monitoring konnte gezeigt werden, dass die Absetzbecken besonders bei Regenereignissen wie gewünscht einen Rückhalt darstellen. So wurde im Juli des Jahres 2023 durch die Absetzbecken eine Reduktion der abfiltrierbaren Stoffe in der Tiebel von 443 mg/l auf 217 mg/l erreicht (Abb. 12).

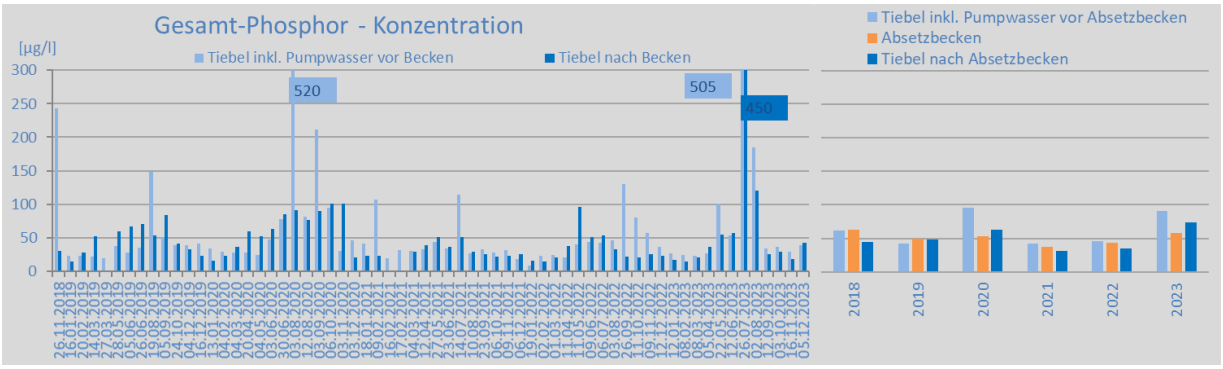


Abb. 7: Gesamt-Phosphor Konzentration von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

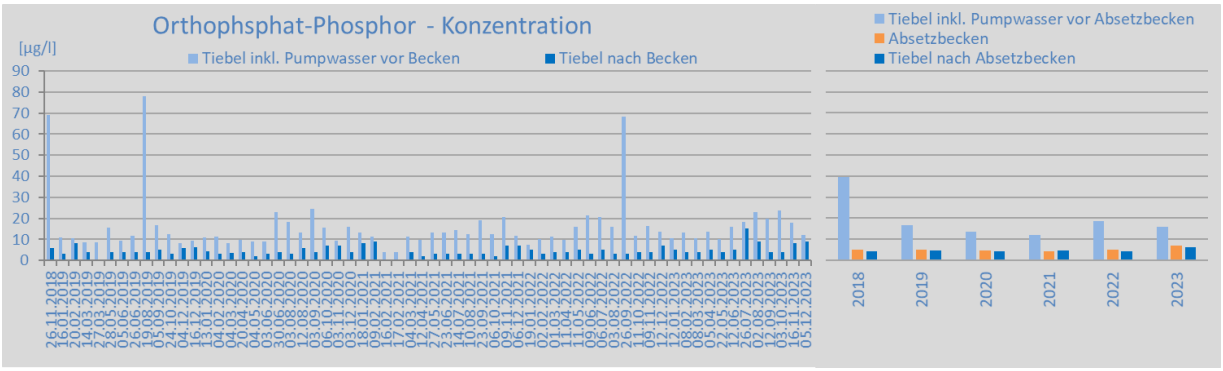


Abb. 8: Orthophosphat-Phosphor-Konzentration von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

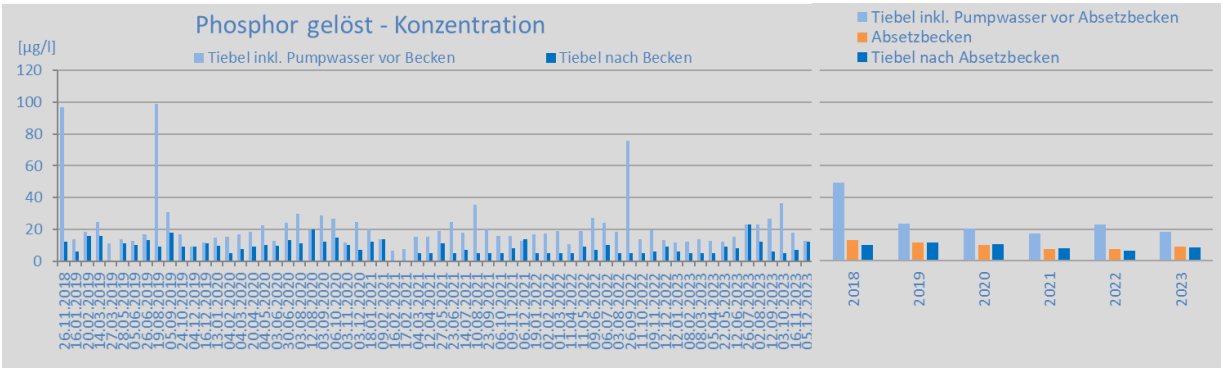


Abb. 9: Konzentration des gelösten Phosphors von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

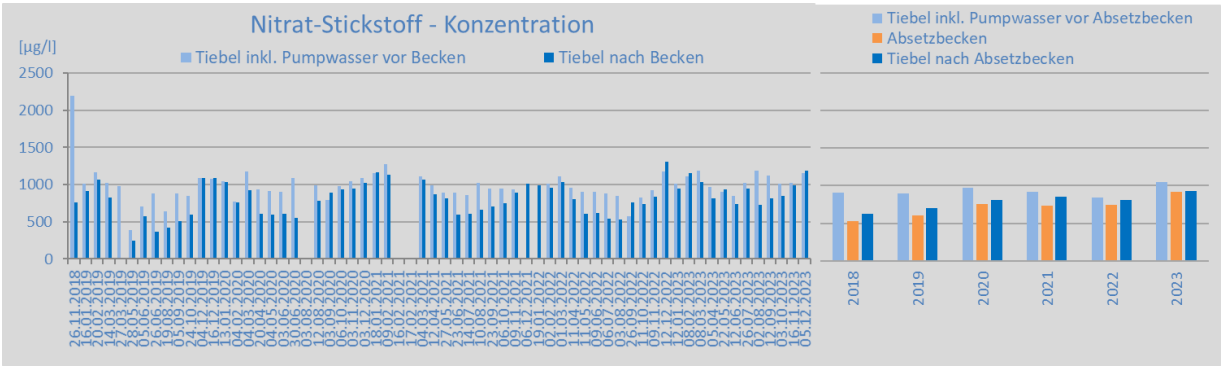


Abb. 10: Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

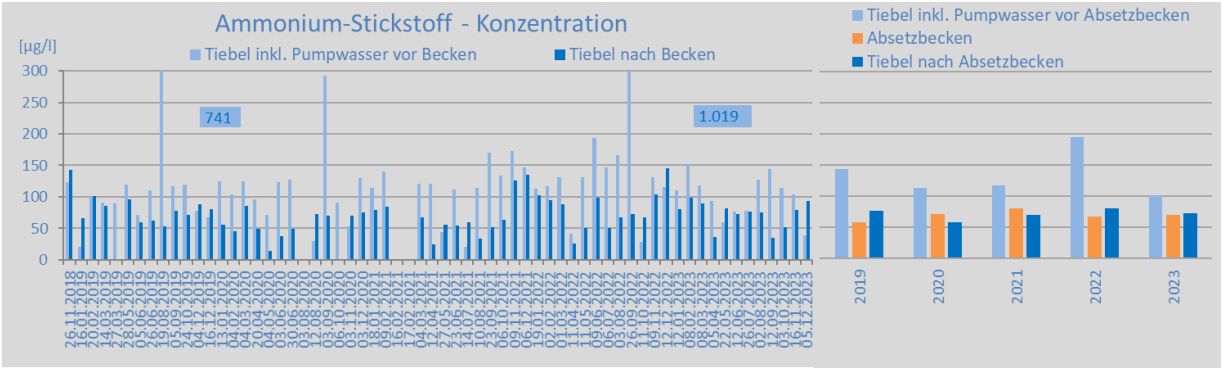


Abb. 11: Ammoniuim-Stickstoff-Konzentration von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

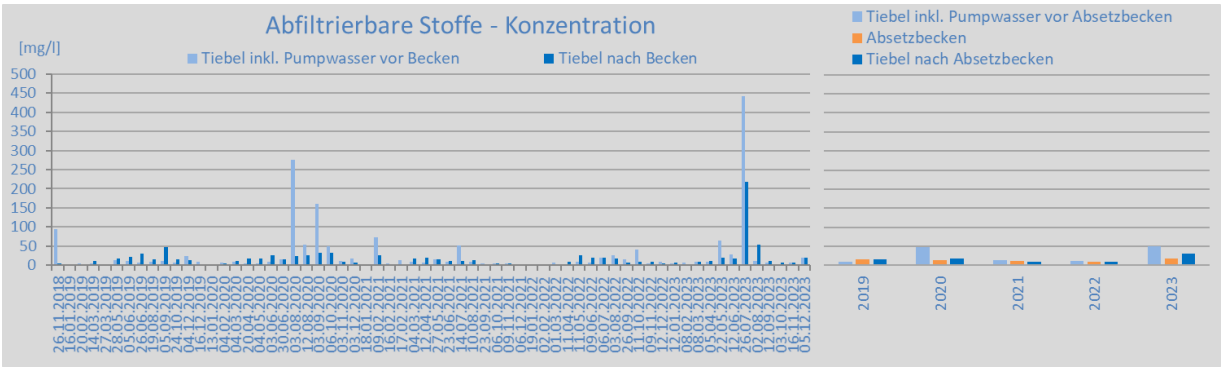


Abb. 12: Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

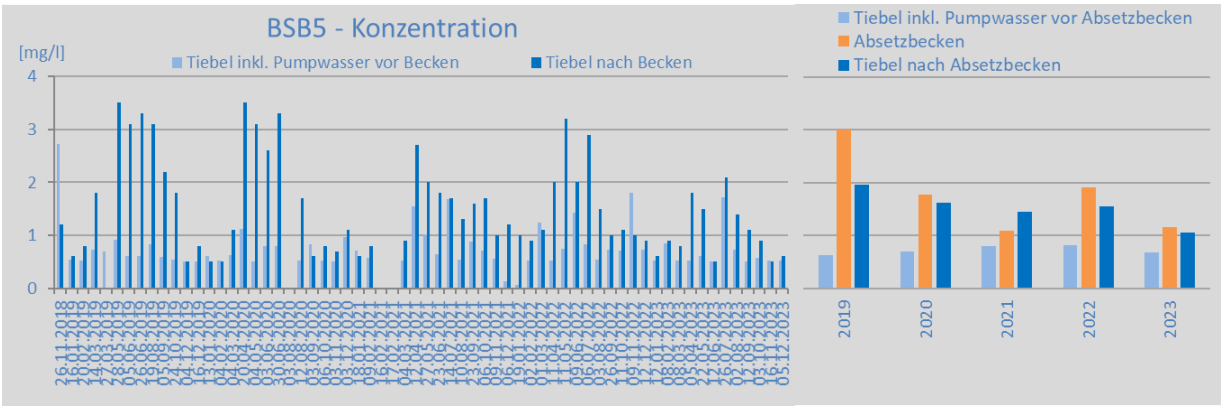


Abb. 13: Konzentration des biochemischen Sauerstoffbedarfs (5 Tage) von 2019 bis 2022. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

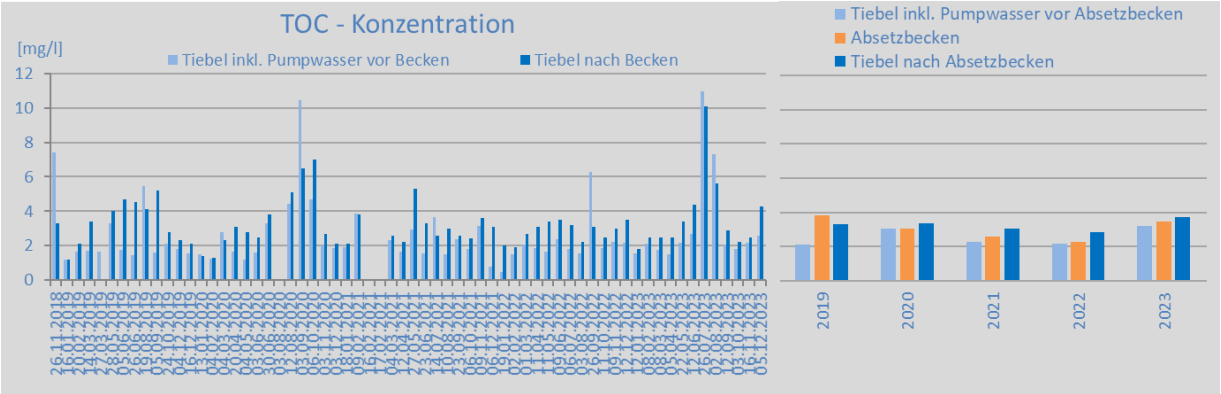


Abb. 14: Konzentration des gesamtorganischen Kohlenstoffs von 2019 bis 2023. Links: Untersuchungstermine in der Tiebel vor und nach Absetzbecken; rechts Jahresmittelwerte in der Tiebel vor und nach Absetzbecken sowie in den Absetzbecken.

Im ersten Jahr nach der Anbindung der Tiebel an die Absetzbecken (2019) fand bei den abfiltrierbaren Stoffen ein Austrag aus den Becken statt. Die mittlere Konzentration in der Tiebel vor den Becken betrug 8,7 mg/l und danach 16,1 mg/l, in den Becken betrug sie 16,4 mg/l. Infolge der Öffnung der Tiebeldämme im November 2018 wurden die Absetzbecken deutlich stärker durchströmt und folglich gelangten feinste Partikel und Schwebstoffe aus den Absetzbecken in den See.

Bei den Parametern biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5: Abb. 13) und gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC: Abb. 14) waren nach den Absetzbecken meist höhere Konzentrationen zu messen. Dies liegt daran, dass in den Becken wie gewünscht die Bindung der Nährstoffe bzw. Primärproduktion stattfindet. Besonders mit der Vermehrung von Wasserpflanzen und Schwebealgen wird Kohlenstoffdioxid (CO_2-Senke) in Biomasse festgelegt. Da diese Organismen zu einem gewissen Teil auch in den See gelangen, tragen sie naturgegeben zu Erhöhung der Konzentrationen von TOC und BSB_5 in der Tiebel nach den Absetzbecken bei. Zu erwähnen ist, dass während Hochwasserereignissen auch der TOC von den Absetzbecken reduziert wird.

Absetzbecken 2017 - 2022

Bereits am 1. März 2017 vor Fertigstellung aller baulichen Maßnahmen zur Errichtung der Absetzbecken wurden die Pumpen in den alten Pumphäusern abgestellt und es dauerte bis Mitte Juni bis sich der Wasserstand in den Absetzbecken mit dem Wasserstand des Ossiacher Sees ausgespiegelt hatte.

Am 28. März 2017, bei einer Wassertiefe von rund einem Meter begannen in den Absetzbecken die Probenahmen. Ab dem 13. Juli erlaubte es der Wasserstand, eine zweite Probe aus zwei Meter Tiefe zu entnehmen.

Die Datenauswertung hat gezeigt, dass bereits nach wenigen Wochen in den Absetzbecken ein Sauerstoffschwund ab einem Meter Tiefe auftrat. Der Sauerstoff wurde von Mikroorganismen durch den Abbau von organischem Material verbraucht, das infolge der Baggerarbeiten freigelegt bzw. geflutet wurde. Einhergehend mit dem Sauerstoffschwund setzten Phosphor-Rücklösungsprozesse aus dem Sediment ein, die zur Erhöhung der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen beitrugen. Erst mit der herbstlichen Abkühlung und den einsetzenden Winden (Eintrag von atmosphärischen Sauerstoff) ging eine Verbesserung der Sauerstoffsättigung in den Absetzbecken einher. Dazu kam, dass im November 2017 die Tiebeldämme im Zu- und Ablauf der Absetzbecken geöffnet wurden. Der Zulauf aber wurde mit dem Material, das später für den Bau der Tiebelsperre Verwendung fand, wieder verschlossen. Weil dieser Verschluss undicht war, drang fortwährend etwas Wasser aus der Tiebel in die Absetzbecken, was zur besseren Sauerstoffversorgung im grundnahen Wasser und folglich zur Bindung von Phosphat im Sediment beitrug. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass es zu bestimmten Zeiten auch zur Ausschwemmung von Gesamt-Phosphor

aus den Absetzbecken kam. Jedenfalls korrelierte in den Absetzbecken die Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration mit der Zunahme der Sauerstoffsättigung, was am Beispiel des südlichen Absetzbeckens kurz vor der Rückleitung in die Tiebel veranschaulicht wird (Abb. 15). Das Hochwasserereignis Ende Juli 2023 kann anhand der hohen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen dieser Abbildung ebenso abgelesen werden.

Weiterhin werden große Teile des Bleistätter Moores landwirtschaftlich genutzt bzw. mit Stickstoff gedüngt. Pflanzen vermögen sowohl Ammonium- als auch Nitrat-Stickstoff aufzunehmen. In sauerstoffhaltigen Gewässern wird Ammonium von nitrifizierenden Bakterien zu Nitrat-Stickstoff oxidiert (Nitrifikation), in Gewässern mit Sauerstoffmangel reichert sich Ammonium-Stickstoff (Denitrifikation) an.
Die Tiebel als sauerstoffreiches Fließgewässer weist meist geringe Ammonium-Stickstoff-Werte auf, während diese im sauerstoffarmen Pumpwasser sehr hoch sind. In stehenden Gewässern fällt beim Abbau organischer Substanz Ammonium an, das sich unter sauerstofffreien Bedingungen oder bei niedrigen Temperaturen (geringe bakterielle Aktivität) über Grund anreichert.

Die Zunahme der Sauerstoffsättigung in den Absetzbecken wirkte sich auch positiv auf die Nitrat- bzw. Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen aus. Zu Beginn der Flutung war bei geringem Wasserstand die Sauerstoffsättigung mit Werten zwischen 60 und 90 Prozent gut und die Ammonium-Stickstoff-Konzentration betrug maximal nur 500 µg/l. Mit den steigenden Wassertemperaturen setzten verstärkt sauerstoffzehrende Abbauprozesse ein, die bereits im Juni zu einem Sauerstoffschwund in ein Meter Tiefe führten. Als Folge des Sauerstoffschwundes war die Ammonium-Stickstoff-Konzentration deutlich angestiegen.

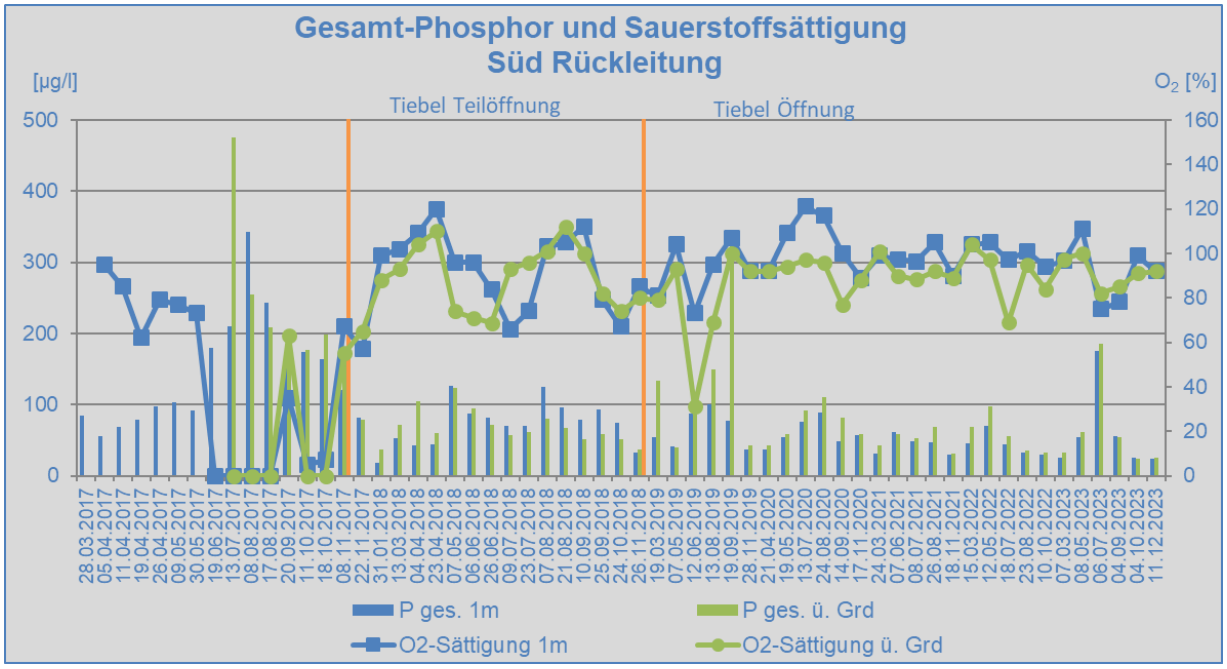


Abb. 15: Gesamt-Phosphor-Konzentration (µg/l) und Sauerstoffsättigung (%) an der Stelle Becken Süd-Rückleitung im Zeitraum von 28.03.2017 – 11.12.2023.

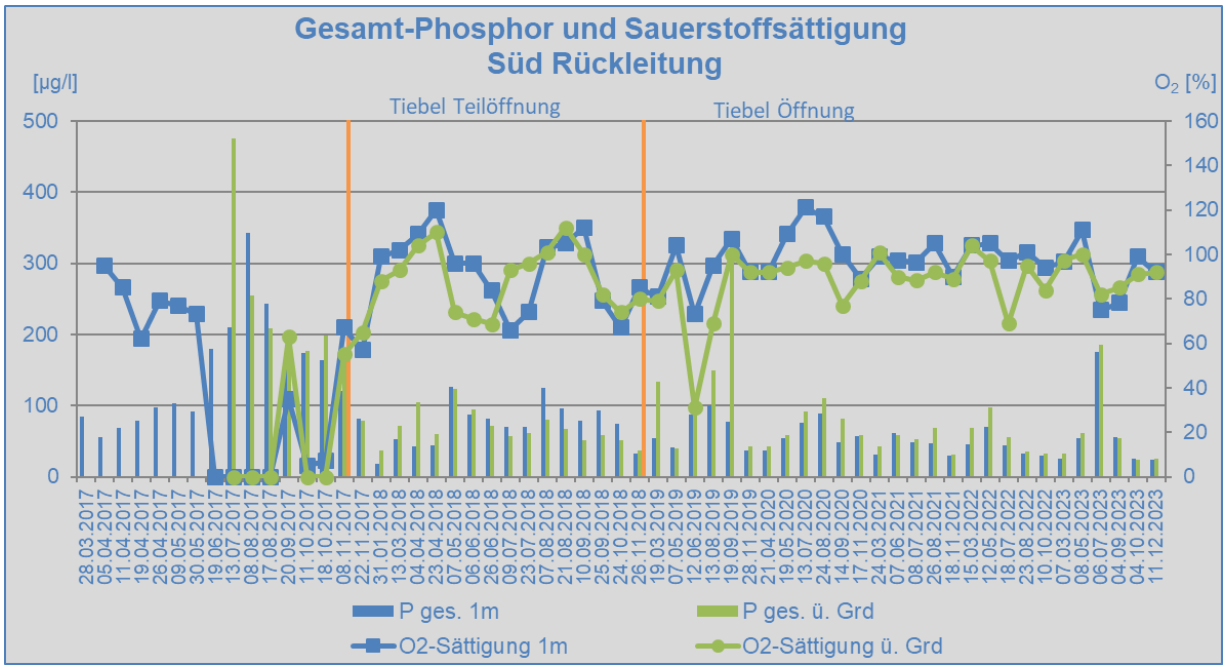


Abb. 16: Nitrat- und Ammonium-Stickstoff-Konzentration (µg/l) und Sauerstoffsättigung (%) an der Stelle Becken Süd-Rückleitung im Zeitraum von 28.03.2017 - 11.12.2023.

Mit der geringfügigen Durchströmung ab November 2018 wurden die Becken mit Sauerstoff versorgt, was wesentlich zur Senkung des Ammonium-Stickstoffs und zur Erhöhung des Nitrat-Stickstoffs beitrug (am Beispiel Messstelle Süd Rückleitung Abb. 16).

Die Absetzbecken nehmen nicht nur Nährstoffe, sondern auch Sedimente auf, die sich besonders im Einströmbereich der Tiebel, wo die Fließgeschwindigkeit stark gebremst wird, anlanden. Da es sich um Sedimentationsbecken handelt, ist eine Wartung bzw. Räumung dieser Sedimente im Einströmbereich in bestimmten Abständen erforderlich. Bereits im Februar 2021 mussten erstmals die angelandeten Sedimente entfernt werden, die nächsten Räumungsarbeiten sind für Februar 2024 vorgesehen.

Phytoplankton

Beginnend mit dem Jahr 2018 wurde das Phytoplankton bzw. die Algengemeinschaft in den Absetzbecken hinsichtlich Artenzusammensetzung, Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration untersucht. Generell war das Algenbiovolumen verglichen mit anderen seichten und nährstoffreichen Seen sehr gering.

Nachdem die Tiebel 2019 die Becken vollständig durchströmte, wurde im Vergleich zu 2018 noch geringeres Algenaufkommen festgestellt. Ein Teil der sich in den Absetzbecken entwickelnden Algen wurde mit der Strömung in den Ossiacher See verfrachtet. Einige Arten die in den Absetzbecken vorkamen, konnten nach der Öffnung als neue Arten für den Ossiacher See bestimmt werden. Wie der Abb. 17 zu entnehmen ist, wird in der warmen Jahreszeit ein höheres Algen-Biovolumen und entsprechend auch eine höhere Chlorophyll-a-Konzentration beobachtet.

Das Südbecken unterschied sich vom Nordbecken insofern, als dass das mittlere Biovolumen der Schwebealgen stets größer war. Ein Hinweis darauf, dass das größere Südbecken langsamer von der Tiebel durchflossen wird.

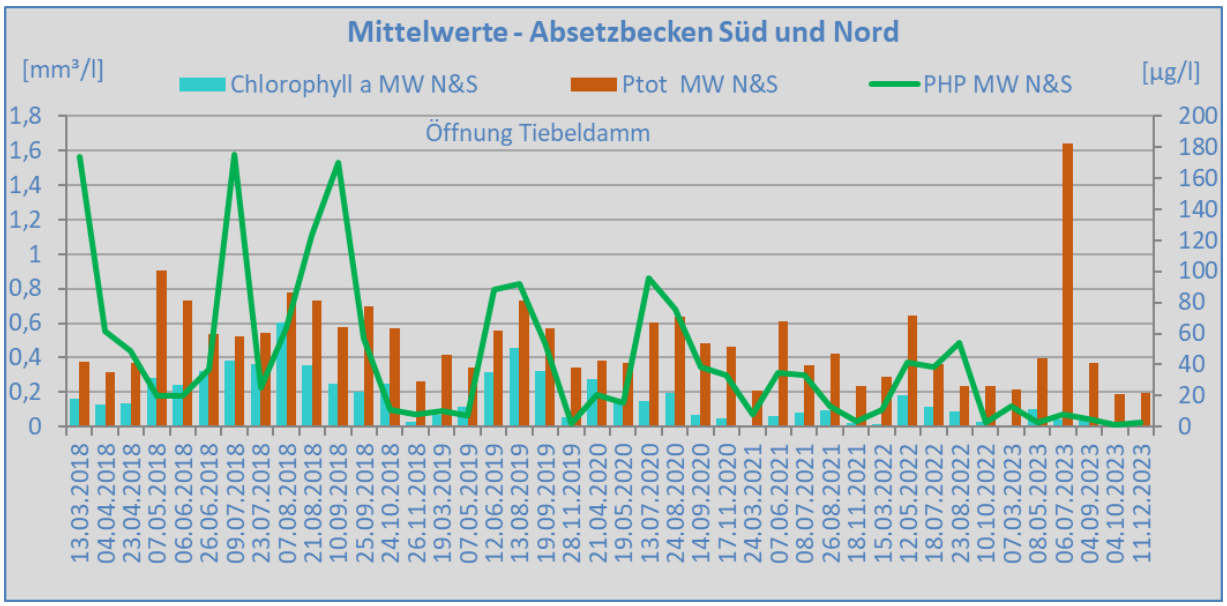


Abb. 17: Mittleres Phytoplankton-Biovolumen (PHP, mm³/l), mittlere Konzentration von Gesamt-Phosphor (Ptot, µg/l) und Chlorophyll-a (µg/l) berechnet aus den Absetzbecken Süd und Nord von 13.03.2018 bis 11.12.2023

Tab. 2: Jahresmittelwerte des Algen-Biovolumens aufgeschlüsselt nach Algenklassen in den Absetzbecken südlich und nördlich der Tiebel.

	2018		2019		2020		2021		2022		2023		2018-2022	
Algenklassen	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord
Bacillariophyceae Centrales	0,011	0,008	0,124	0,008	0,203	0,015	0,019	0,011	0,064	0,010	0,005	0,004	0,070	0,010
Bacillariophyceae Pennales	0,029	0,026	0,047	0,014	0,118	0,028	0,041	0,015	0,022	0,021	0,025	0,013	0,048	0,022
Chlorophyceae	0,058	0,009	0,084	0,015	0,078	0,008	0,100	0,002	0,079	0,013	0,005	0,001	0,075	0,010
Chrysophyceae	0,363	0,256	0,270	0,039	0,056	0,025	0,015	0,026	0,082	0,133	0,017	0,016	0,213	0,132
Conjugatophyceae-Desmidiales	0,002	0,004	0,001	<0,001	0,003	0,001	0,002	<0,001	<0,001	0,001			0,002	0,002
Cryptophyceae	0,143	0,048	0,044	0,062	0,065	0,017	0,012	0,007	0,037	0,024	0,005	0,003	0,081	0,035
Cyanophyceae-coccale		<0,001	<0,001		0,003		0,011	<0,001	0,002	<0,001			0,003	<0,001
Cyanophyceae-filamantös	0,002	0,003	0,003	0,005	0,005	0,001	0,011	0,003	0,005	0,009	<0,001		0,004	0,004
Dinophyceae	0,028	0,009	0,017	0,019	0,016	0,047	0,012	0,002	0,026	0,022	0,002	0,011	0,023	0,016
Euglenophyta	0,114	0,138	0,024	0,043	0,053	0,019	0,027	0,025	0,017	0,005	<0,001	0,006	0,065	0,071
Ulvophyceae	0,005								<0,001	<0,001			0,005	<0,001
unbestimmbare Formen	0,057	0,017	0,023	0,026	0,004	0,008	0,005	0,004	0,004	0,003	0,005	0,003	0,031	0,014
Xanthophyceae					0,015				0,040			0,056	0,028	0,287
Jahresmittelwert [mm³/l]	0,810	0,516	0,637	0,231	0,617	0,171	0,252	0,096	0,379	0,241	0,065	0,056	0,646	0,316

Die Jahresmittelwerte des Algen-Biovolumens der Absetzbecken als auch das Biovolumen der einzelnen Algenklassen sind der Tab. 2 zu entnehmen. Der prozentuelle Anteil der Algenklassen am Biovolumen für den gesamten Zeitraum von 2018 bis 2023 ist der Abb. 18 und für die einzelnen Jahre ist in der Abb. 19 und Abb. 20 dargestellt.

Die Algengemeinschaft war im Zeitraum von 2018 bis 2023 in beiden Becken hauptsächlich von den Goldalgen dominiert. Sie waren mit 22 Arten in den Absetzbecken vertreten. Die Vertreter der Schlundalgen (Cryptophyceae; 8 Arten) und der Panzeralgen (Dinophyceae; 9 Arten) waren in beiden Absetzbecken ähnlich häufig vorkommend. Die Grünalgen (Chlorophyceae) und Kieselalgen (Bacillariophyceae) kamen im gesamten Betrachtungszeitraum im Südbecken häufiger vor als im Nordbecken. 75 Arten zählten zu den Grünalgen und 46 Arten zu den Kieselalgen. Die Augenflagellaten (Euglenophyceae) waren im Nordbecken häufiger und zählten insgesamt 18 Arten (Abb. 19)

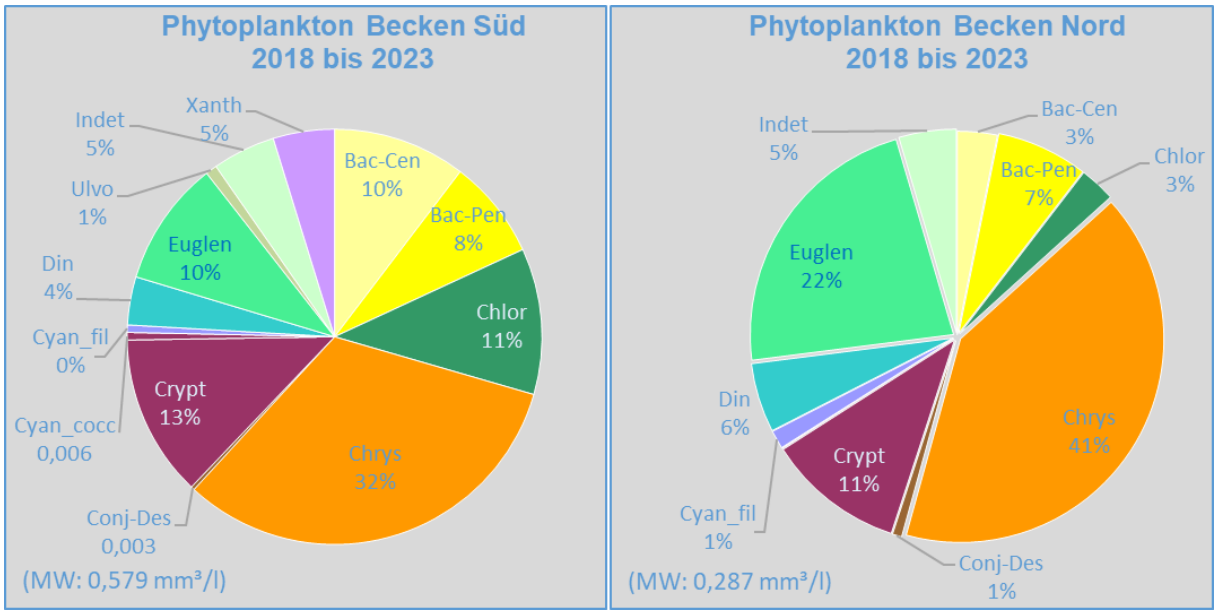


Abb. 18: Verteilung der Algenklassen in den Absetzbecken „Süd“ und „Nord“ im Zeitraum von 2018 bis 2023 (Bac-Cen & Bac-Pen – Bacillariophyceae, Chlor – Chlorophyceae, Chrys – Chrysophyceae, Conj-Des – Conjugatophyceae-Desmidiales, Crypt – Cryptophyceae, Cyan_cocc & Cyan_fil – Cyanophyceae, Din – Dinophyceae, Euglen – Euglenophyceae, Indet – unbestimmbare Formen, Ulvo – Ulvophyceae, Xanth – Xanthophyceae).

Im ersten Beobachtungsjahr (2018) war das Jahresmittel des Algen-Biovolumens von den Goldalgen dominiert. In beiden Absetzbecken wurden elf Arten gezählt und die Art *Synura* sp. dominierte die Gemeinschaft der Goldalgen. Die Augenflagellaten erzielten im Südbecken mit sieben Arten einen Biovolumsanteil von 14 Prozent und im Nordbecken mit sechs Arten 27 Prozent (Abb. 19 oben). Während das Nordbecken vom Augenflagellat *Trachelomonas* sp. dominiert war, traten im Südbecken die beiden Arten *Trachelomonas volvocina* und *T. hispida* sehr häufig auf.

2019 erzielten die Goldalgen im Südbecken einen mittleren Biovolumsanteil von 42 Prozent und wieder kam *Synura* sp. zusammen mit *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* häufig vor. Im Nordbecken waren mit 17 Prozent deutlich weniger Goldalgen vorhanden als 2018 (49 %). Der Anteil der Augenflagellaten fiel im Südbecken auf vier Prozent ab, während sie im Nordbecken 19 Prozent erreichten. Die Schlundalgen haben von 2018 auf 2019 im Nordbecken von neun auf 27 Prozent zugelegt und im Südbecken von 18 Prozent auf sieben Prozent abgenommen (Abb. 19 mittig).

2020 unterschieden sich die Absetzbecken hinsichtlich der Besiedelung mit Algenarten sehr deutlich. Im Südbecken erlangten die Kieselalgen (zentrische und pennate Bacillariophyceae) besonders mit der zentrischen Art *Aulacoseira granulata* 52 Prozent, während die Goldalgen von 42 Prozent (2019) auf neun Prozent abnahmen. Im Nordbecken erreichten die Kieselalgen beispielsweise mit der stäbchenförmigen *Gomphonema* sp. und *Navicula* sp. insgesamt 25 Prozent. Die Goldalgen waren mit 15 Prozent ähnlich gut vertreten wie im Jahr zuvor (17 %). Die Panzeralgen (Dinophyceae) legten im Nordbecken von acht Prozent (2019) auf 28 Prozent zu. Im Südbecken hingegen blieben sie bei einem Biovolumsanteil von geringen drei Prozent (Abb. 19 unten).

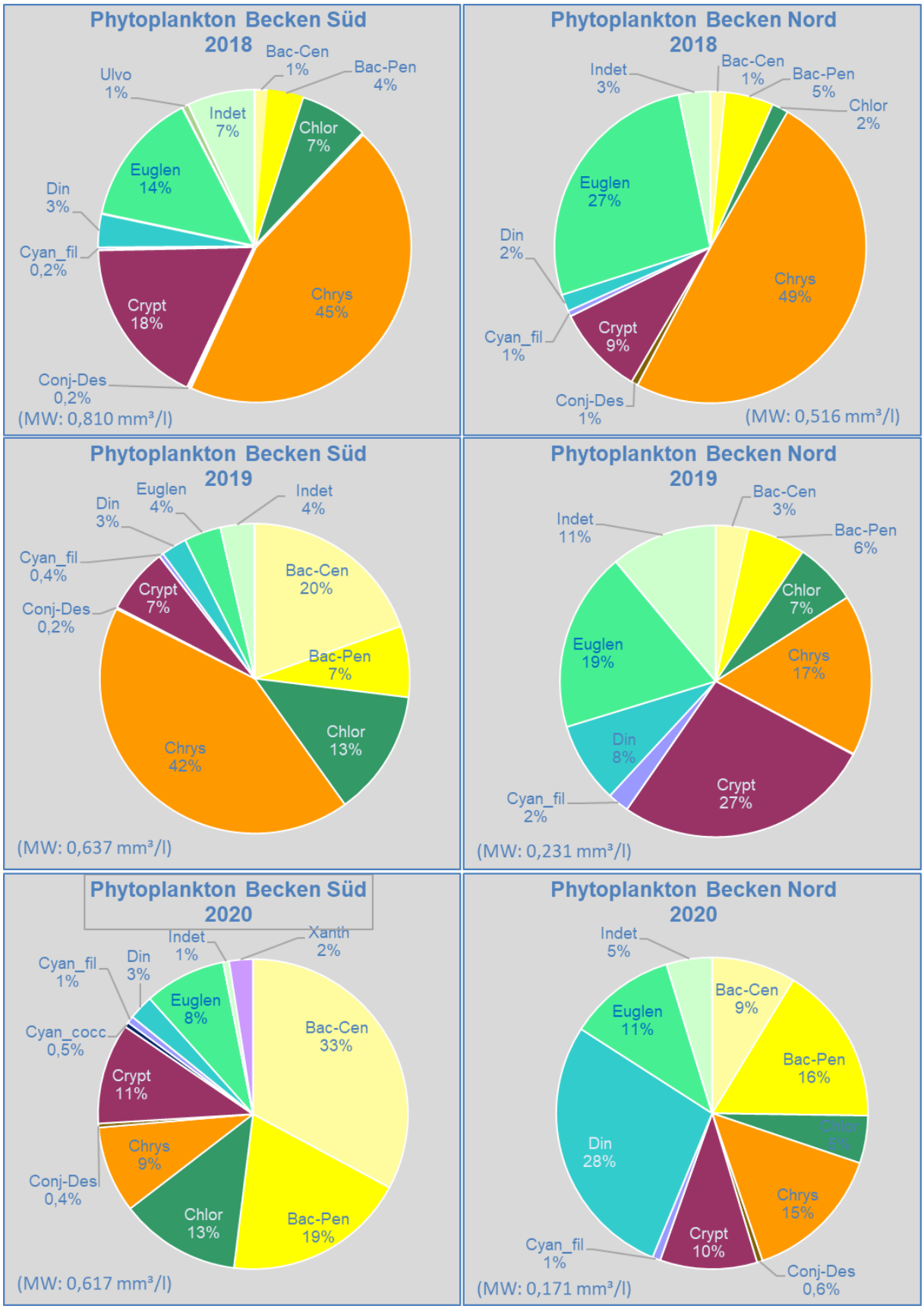


Abb. 19: Verteilung der Algenklassen in den Absetzbecken „Süd“ und „Nord“ im Zeitraum von 2018 bis 2020 (Bac-Cen & Bac-Pen – Bacillariophyceae, Chlor – Chlorophyceae, Chrys – Chrysophyceae, Conj-Des – Conjugatophyceae-Desmidiales, Crypt – Cryptophyceae, Cyan_cocc & Cyan_fil – Cyanophyceae, Din – Dinophyceae, Euglen – Euglenophyceae, Indet – unbestimmbare Formen, Ulvo – Ulvophyceae, Xanth – Xanthophyceae).

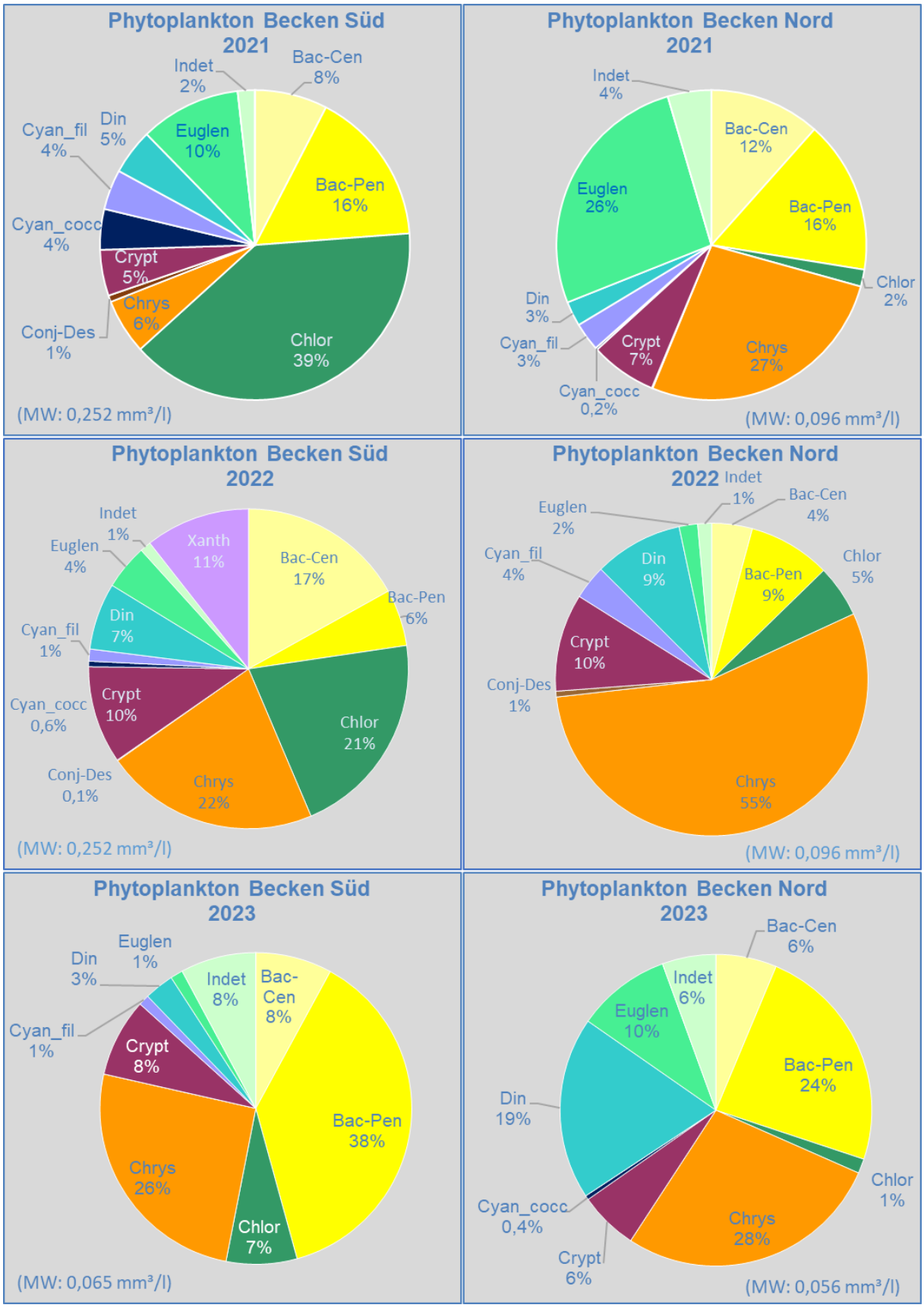


Abb. 20: Verteilung der Algenklassen in den Absetzbecken „Süd“ und „Nord“ im Zeitraum von 2021 bis 2023 (Bac-Cen & Bac-Pen – Bacillariophyceae, Chlor – Chlorophyceae, Chrys – Chrysophyceae, Conj-Des – Conjugatophyceae-Desmidiales, Crypt – Cryptophyceae, Cyan_cocc & Cyan_fil – Cyanophyceae, Din – Dinophyceae, Euglen – Euglenophyceae, Indet – unbestimmbare Formen, Ulvo – Ulvophyceae, Xanth – Xanthophyceae).

2021 waren die Kieselalgen in beiden Absetzbecken ähnlich häufig vertreten (Abb. 20 oben). Goldalgen und Augenflagellaten bildeten im Nordbecken je etwas mehr als 25 Prozent des Algenbiovolumens. Im Südbecken spielten die Grünalgen mit knapp 40 Prozent eine gewichtige Rolle. Besonders häufig trat die Grünalge *Scenedesmus opoliensis* auf.

Im Untersuchungsjahr 2022 nahmen in beiden Absetzbecken die Goldalgen wieder eine dominantere Rolle ein. Im Nordbecken erzielten sie mit 20 Arten, darunter vor allem *Dinobryon divergens*, *D. sociale* var. *stipitatum* und *Uroglena* sp. 55 Prozent des Algen-Biovolumens. Im Südbecken erlangten die Goldalgen mit 21 Arten 22 Prozent. Die Grünalgen fielen im Südbecken wieder mit einem Anteil von 21 Prozent ins Gewicht, während sie im Nordbecken lediglich auf fünf Prozent kamen. Nur im Südbecken formte die Gelbgrünalge (Xanthophyceae) *Botryochloris minima* im Jahresmittel einen Biovolumsanteil von zehn Prozent (Abb. 20 mittig).

2023 im letzten Jahr des Monitorings waren in beiden Absetzbecken die Kieselalgen vorherrschend, im Südbecken mit einem Biovolumsanteil von 46 Prozent und im Nordbecken von 30 Prozent. Im Südbecken kamen die Arten *Gomphonema* sp., *Navicula* sp. und *Asterionella formosa* und im Nordbecken die Arten *Diatoma* sp. und *Navicula* sp. häufig vor. Die Goldalgen waren an zweiter Stelle, sie erzielten in beiden Absetzbecken einen Biovolumsanteil von mehr als 25 Prozent (Abb. 20). Im Nordbecken kamen die Panzeralgen (Dinophyceae) mit 19 Prozent deutlich häufiger vor als im Südbecken (3 %). Auch die Augenflagellaten waren mit zehn Prozent im Nordbecken wieder häufiger vertreten (1 % im Südbecken).

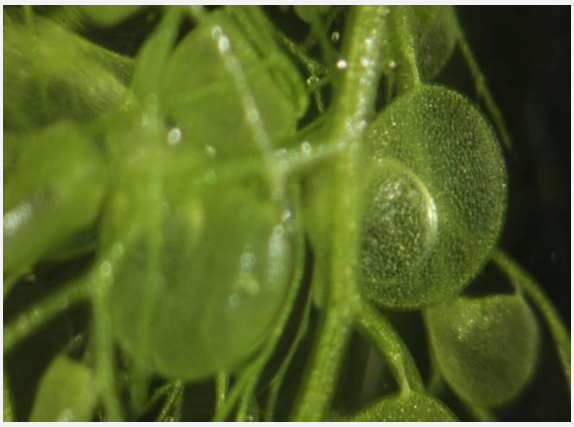
Insgesamt wurden in den sechs Untersuchungsjahren in den Absetzbecken 221 Algenarten bestimmt. Die Grünalgen (Chlorophyceae) waren mit 75 Vertretern die artenreichste Klasse. Die Kieselalgenarten waren mit 46 Arten vertreten, elf zentrische und 35 stäbchenförmige bzw. pennate Formen.

Wasserpflanzen

In und rund um die Absetzbecken sind bereits ökologisch hochwertige Flach- und Wechselwasserzonen entstanden, die von zahlreichen Wasserpflanzen und -tieren angenommen wurden.

Besonders die Wasserpflanzen spielen als Nährstoff- bzw. Phosphorbinder eine wichtige Rolle im Zusammenhang mit den Zielen des Sanierungsprojektes.

Im Rahmen einer vom Land Kärnten durchgeführten Bestandsaufnahme konnten 49 Wasser- und Sumpfpflanzen sowie ans Wasser gebundene Pflanzen im Untersuchungsgebiet bestimmt werden (Tab. 3). Davon kommen elf Arten wie beispielsweise der Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris,* Abb. 21), Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), Weiße Seerose (*Nymphaea alba*), Wassernuss (*Trapa natans*, Abb. 21) oder der Wasserknöterich (*Persicaria amphibia,* Abb. 21,) ausschließlich im Wasser vor. Von den 17 Ufer- bzw. Sumpfpflanzen können beispielhaft der Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica* Abb. 21), die Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) oder der Kalmus (*Acorus calamus*) genannt werden. Bachbunge (*Veronica beccabunga* Abb. 21) oder Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa palustris*) seien als Vertreter der acht bestimmten amphibischen Pflanzen genannt. Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera* Abb. 21) oder Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos cuculi*) zählen zu den 13 Vertretern im Untersuchungsgebiet, deren Lebensräume ans Wasser gebunden sind.



Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) Foto: KIS M. Friedl.

Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*) Foto: KIS G. Santner.

Wassernuss (*Trapa natans*) Foto: KIS G. Santner.

Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Bachbunge (*Veronica beccabunga*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera*) Foto: Naturschutz U. Prochinig.

Abb. 21: Wasserpflanzen in und rund um die Abseztbecken im Bleistätter Moor.

Tab. 3: Vorkommen der Makrophyten im Untersuchungsgebiet. Südbecken SB, Nordbecken NB, OS Ossiacher See, AT Alte Tiebel; Form – Lebensformen: A: Amphiphyt (Mittelstellung zwische Wasser- und Sumpfpflanze), H: Helophyt - Sumpfplfanze, Hyd; Hydrophyt – Wasserpflanze, SW – sonsitge ans Wasser gebundene Art (Naturschutz U. Prochinig).

Artname	Form	SB	NB	OS	AT
Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*)	Hyd	x	x	x	
Akeleiblättrige Wiesenraute (*Thalictrum aquilegifolium*)	SW				x
Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum ssp. Neglectum)*	H	x		x	x
Bachbunge (*Veronica beccabunga*)	A	x			x
Berchtholds-Laichkraut (*Potamogeton berchtholdii*)	Hyd		x		x
Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara)*	SW	x	x	x	x

Artname	Form	SB	NB	OS	AT
Blutweiderich (*Lythrum salicaria*)	H	x	x	x	x
Drachenwurz (*Calla palustris*)	H			x	
Drüsenspringkraut (*Impatiens glandulifera*)	SW	x	x	x	x
Echter Beinwell (*Symphytum officinale*)	SW	x	x		x
Flatter-Binse (*Carex elata*)	H	x			
Flatterbinse (*Juncus effusus*)	H	x			x
Flussampfer (*Rumex hydrolapathum*)	H				x
Flutender Schwaden (*Glyceria fluitans*)	A	x			x
Froschlöffel (*Alisma plantago aquatica*)	H	x			
Gewelltes Laichkraut (*Potamogeton crispus*)	Hyd			x	
Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa palustris*)	A	x			
Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*)	Hyd		x		
Gilbweiderich (*Lysimachia nummularia*)	A	x	x	x	x
Große Goldrute (*Solidago gigantea*)	SW		x		
Großes Springkraut (*Impatiens noli tangere*)	SW				x
Haar-Hahnenfuß (*Ranunculus trichophyllus*)	Hyd	x			x
Japanischer Staudenknöterich (*Fallopia japonica*)	SW			x	
Kalmus (*Acorus calamus*)	H	x			
Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*)	Hyd	x	x	x	x
Kleines Springkraut (*Impatiens parviflora*)	SW				x
Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*)	SW	x			
Mädesüß (*Filipendula ulmaria*)	SW	x	x	x	
Nadel Sumpfbinse (*Eleocharis acicularis*)	A	x			
Raues Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*)	Hyd	x	x	x	
Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*)	H	x	x	x	x
Rossminze (*Mentha longifolia*)	SW	x			x
Schilf (*Phragmites australis*)	H	x	x	x	x
Schmalbaltt Rohrkolben (*Typha angustifolia*)	H	x	x	x	x
Segge (Carex sp.)	H		x		
Seifenkraut (*Sapnaria officinalis*)	SW		x		
Sumpfschachtelhalm (*Equisetum palustre*)	A	x	x	x	x
Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*)	H	x		x	x
Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*)	H		x		
Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis scorpioides*)	A	x	x	x	x
Sumpf-Ziest (*Stachys palustris*)	SW	x	x	x	x
Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*)	H	x	x	x	x
Ufer-Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*)	H	x	x	x	x
Vielwurzel-Wasserlinse (*Spirodela polyrhiza*)	Hyd	x	x	x	x
Wasserknöterich (*Persicaria amphibia*)	Hyd	x	x		
Wassernuss (*Trapa natans*)	Hyd	x	x	x	
Wasserpfeffer (*Persicaria hydropiper*)	A	x			
Wasserschierling (*Cicuta virosa*)	H	x		x	
Weiße Seerose (*Nymphaea alba*)	Hyd	x		x	

Fische

Ein, drei und fünf Jahr nach Fertigstellung der projektsbezogenen Maßnahmen fanden in den Absetzbecken Untersuchungen zum Fischbestand statt.

Die Elektrobefischung erfolgte vom Boot aus mit einem Anodenrechen. Insgesamt wurden drei Habitatstypen festgelegt, die möglichst alle Habitatausprägungen der Absetzbecken umspannten. An diesen Habitatstypen genannt: Wasserfläche, submerse Vegetation und Wasserknöterich erfolgten dreizehn Streifenbefischungen am 30. Oktober 2019, am 25. November 2021 und am 2. November 2023.

Mit dieser Methode wurden insgesamt 17 Fischarten festgestellt (Tab. 4, Tab. 5 und

Tab. 6).

Im ersten Jahr waren die Rotaugen mit 17.322 Individuen am häufigsten, gefolgt

von Laube (3.952 Ind.) und Rotfeder (3.225 Ind.). Mit 416 Individuen waren die Bitterlinge (Abb. 22**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) erfreulich häufig. Besonders weil das Fortpflanzungsverhalten des Bitterlings eng an das Vorhandensein von Großmuscheln geknüpft ist.

Abb. 22: Bitterling (*Rhodeus amarus*). Foto: KIS G. Santner.

Das Weibchen legt ihre Eier mittels einer Legeröhre in den Kiemenraum einer geöffneten Muschel ab. Anschließend entlässt das Männchen über der Muschel seinen Samen, der mit dem Atemwasser angesaugt wird und die Eier befruchtet. Die befruchteten Eier entwickeln sich im Innern der Muschel und die kleinen Bitterlinge verlassen diese nach zwei bis vier Wochen.

Zum zweiten Untersuchungstermin im November 2021 waren die Bitterlinge mit 65 gefangen Individuen am häufigsten (Tab. 5). Mit rund 30 Individuen wurden Rotauge, Aitel und Laube recht häufig nachgewiesen. Nach fünf Jahren am 2. November nahmen die Rotaugen mit 600 Exemplaren wieder die erste Stelle ein, der Bitterling war in den Fängen mit 97 Individuen vertreten (

Tab. 6).

Tab. 4: Fischbestand der Absetzbecken vom 30.10.2019: Fangzahl, Länge und Gewicht.

Art	Fang-zahl	Länge (cm)			Gewicht (g)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Aitel (*Squalius cephalus*)	3	7,0	7,0	7,0	3,0	3,0	3,0
Bitterling (*Rhodeus amarus*)	416	6,0	6,0	6,0	2,0	2,0	2,0
Brachse (*Abramis brama*)	523	7,0	45,0	17,2	3,0	1085,0	285,1
Europäischer Wels (*Silurus glanis*)	3	13,0	100,0	66,0	13,0	7040,0	3776,0
Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	7	12,0	21,0	15,1	21,0	121,0	50,3
Güster (*Blicca bjoerkna*)	176	5,5	13,0	8,4	2,0	26,0	8,1
Hecht (*Esox lucius*)	32	26,0	70,0	44,1	106,0	2397,0	711,7
Laube (*Alburnus alburnus*)	3952	6,5	6,5	6,5	2,0	2,0	2,0
Rotauge (*Rutilus rutilus*)	17322	6,5	12,0	7,4	3,0	19,0	4,9
Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*	3225	6,5	17,0	7,7	3,0	50,0	8,2
Schleie (*Tinca tinca*)	7	9,0	39,0	15,2	11,0	473,0	87,6
Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)	7	4,5	9,9	6,8	1,0	19,0	7,3

Tab. 5: Fischbestand der Absetzbecken vom 25.11.2021: Fangzahl, Länge und Gewicht.

Art	Fang-zahl	Länge (cm)			Gewicht (g)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Aitel (*Squalius cephalus*)	32	2,0	7,0	5,0	1,0	3,0	1,6
Bitterling (*Rhodeus amarus*)	65	2,5	10,0	5,5	1,0	11,0	2,3
Brachse (*Abramis brama*)	4	37,0	47,5	43,2	590,0	1283,0	986,0
Europäischer Wels (*Silurus glanis*)	1	200	200	200	5912	5912	5912,0
Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	2	11,5	13,0	12,3	18,0	26,0	22,0
Giebel (*Carassius gibelio*)	1	10,5	10,5	10,5	23,0	23,0	23,0
Güster (*Blicca bjoerkna*)	1	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Hecht (*Esox lucius*)	7	18,0	85,0	43,7	33,0	4419,0	1038,9
Karpfen (*Cyprinus carpio*)	4	9,0	10,5	9,8	24,0	36,0	29,5
Laube (*Alburnus alburnus*)	28	1,5	6,0	3,8	1,0	1,0	1,0
Rapfen (*Aspius aspius*)	3	6,0	7,0	6,7	3,0	4,0	3,6
Rotauge (*Rutilus rutilus*)	36	4,5	10,0	7,5	1,0	11,0	5,2
Schleie (*Tinca tinca*)	5	5,5	12,5	10,3	3,0	30,0	20,0
Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)	8	4,0	6,5	5,2	1,0	4,0	2,3

Tab. 6: Fischbestand der Absetzbecken vom 02.11.2023: Fangzahl, Länge und Gewicht.

Art	Fang-zahl	Länge (cm)			Gewicht (g)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Aitel (*Squalius cephalus*)	2	5,7	15,2	10,5	1,5	37,0	19,3
Bitterling (*Rhodeus amarus*)	97	5,9	6,5	6,0	2,0	3,0	2,4
Blaubandbärbling *(Pseudorasbora parva)*	6	6,8	8,6	7,3	2,7	3,0	2,9
Brachse (*Abramis brama*)	2	7,0	32,5	19,8	3,0	497,0	250,0
Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	2	12,0	12,0	12,0	21,0	21,0	21,0
Hecht (*Esox lucius*)	4	7,0	110,0	66,8	2,0	9954,0	4001,0
Karpfen *(Cyprinus carpio)*	4	6,5	85,0	43,9	10,0	9052,0	3638,0
Laube (*Alburnus alburnus*)	11	6,0	12,0	9,0	2,4	13,2	7,9
Rotauge (*Rutilus rutilus*)	600	7,2	8,5	7,9	4,5	7,8	5,9
Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*	18	8,6	8,6	8,6	7,0	7,4	7,2
Schleie (*Tinca tinca*)	4	10,5	12,7	11,6	18,0	33,5	25,2
Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)	14	6,1	8,6	7,2	4,7	12,0	7,6
Zander *(Sander lucioperca)*	2	72,5	72,5	72,5	3369,5	3369,5	3369,5

Abb. 23: Baggerarbeiten im Einlaufberich der Absetzbecken im Bleistätter Moor im Februar 2021 (Foto: KIS M. Reichmann).

Bauliche Maßnahmen

Die mit dem Sanierungsprojekt verbundenen Maßnahmen begannen in den Jahren 2005 bis 2007 mit der **Räumung der Tiebel** auf einer Länge von 1,3 km und der **Entfernung von Sedimenten** (Saugbagger) **im Mündungsbereich** der Tiebel sowie dem **Bau des Begrenzungsdammes Ost**.

2008 erfolgten Anpassungsarbeiten am **Seeabschlussdamm** und die Errichtung

des **Hochwasserschutzdammes** in Steindorf.

In den Jahren 2007 bis 2012 fanden **Saugbaggerungen im Ostbecken** des Sees statt.

Um die landwirtschaftliche Nutzung des Moores weiterhin zu gewährleisten, wurde nahe der Landesstraße (L50) im Jahr 2012 ein **Pumpenhaus** errichtet. Die fortwährend aus den verbleibenden Polderflächen (155 Hektar, zuvor 220 Hektar) anfallenden Drainagewässer werden hier kurz vor den Absetzbecken in die Tiebel gepumpt. Weitere Drainagerohre des insgesamt rund 600 Hektar großen Moores entwässern die nährstoffreichen Drainagewässer frei in die Tiebel.

2016 wurde die **Tiebelsohlschwelle bei Sonnberg** entfernt.

Am 17. Mai 2016 begannen die Arbeiten zur Errichtung der **Absetzbecken**. Während der Arbeiten waren die alten Pumpen in Betrieb, diese wurden im März 2017 abgestellt und abgebaut. Die Tiebeldämme für die Anbindung der Absetzbecken wurden im Herbst 2017 errichtet und die Einlauföffnung wieder verschlossen. Im November 2018 wurde der **Querdamm** in der Tiebel gebaut und seitdem fließt die Tiebel durch die Absetzbecken zum Ossiacher See.

Zu erwähnen ist, dass mehrere Hochwässer in den Jahren 2019 und 2020 und 2023 reichlich Sedimente mitführten, die sich hauptsächlich im Einlaufbereich abgesetzt haben. Mitte Februar 2021 mussten die Sedimente mittels Bagger entfernt werden, damit die Tiebel wieder entlang der Tiefenrinnen durch die Absetzbecken fließen kann (Abb. 23). Mit dieser Maßnahme ist auch in Zukunft immer wieder zu rechnen.

Erholungsraum

Auch die Bevölkerung entdeckt das Bleistätter Moor als Ruhe- und Erholungsraum. Die angelegten Wege rund um das Schutzgebiet laden zum Innehalten und Schauen ein.

Die Nutzung für Freizeitaktivitäten wie Baden, Fischen, Radfahren, Reiten oder Rudern ist aufgrund der Schutzgebietsausweisung nicht im Einklang mit den Schutzzielen.

Im Zuge der Schutzgebietsbetreuung „Tiebelmündung - Bleistätter Moor“ bietet das Land Kärnten Führungen im „Natura 2000 Gebiet Bleistätter Moor“ an.

Herausgeber: Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 8 – Umwelt, Naturschutz und Klimaschutzkoordination
UAbt. Geologie und Gewässermonitoring KIS – Kärntner Institut für Seenforschung
Dr. Roswitha Fresner
Kirchengasse 43, A-9020 Klagenfurt am Wörthersee

Telefon: 050 536 18452 - E mail: abt8.kis@ktn.gv.at - Web: https://kis.ktn.gv.at