



Effekter av aluminiumbehandling

*Förändringar i miljötillstånd efter åtgärder mot intern fosforbelastning i
Brunnsviken, Djurgårdsbrunnsviken, Magelungen och Sicklasjön*



Effekter av aluminiumbehandling

*Förändringar i miljötillstånd efter åtgärder mot intern fosforbelastning i Brunnsviken,
Djurgårdsbrunnsviken, Magelungen och Sicklasjön*

Författare: Anna Sjöberg och Ulf Lindqvist
Medarbetare: Emil Rydin

2024-06-28
Rapport 2024:17
Naturvatten i Roslagen AB
Norra Malmavägen 33
761 73 Norrtälje
0176 – 22 90 65

SAMMANFATTNING	5
INLEDNING	6
OMFATTNING OCH AVGRÄNSNING	7
METODIK	7
UPPGIFTER OM GENOMFÖRDA ÅTGÄRDER	7
SAMMANSTÄLLNING AV MILJÖKVALITETSDATA	7
MILJÖTILLSTÅNDETS UTVECKLING	8
BESKRIVNING OCH BEDÖMNING AV ORSAKSSAMBAND	8
BRUNNSVIKEN	9
ALLMÄN BESKRIVNING	9
ALUMINIUMBEHANDLING	9
FOSFOR	10
KVÄVE	15
LJUSFÖRHÅLLANDEN	19
SYRGASFÖRHÅLLANDEN	21
SURHET	22
VÄXTPLANKTON	23
BOTTENFAUNA	25
FISK	26
VATTENVEGETATION	30
MILJÖGIFTER	30
SLUTSATSER OCH SAMMANFATTANDE BEDÖMNINGAR	35
DJURGÅRDSBRUNNSVIKEN	39
ALLMÄN BESKRIVNING	39
ALUMINIUMBEHANDLING	40
FOSFOR	40
KVÄVE	45
LJUSFÖRHÅLLANDEN	48
SYRGASFÖRHÅLLANDEN	49
SURHET	50
VÄXTPLANKTON	51
BOTTENFAUNA	52
FISK	52
VATTENVEGETATION	53
MILJÖGIFTER	53
SLUTSATSER OCH SAMMANFATTANDE BEDÖMNINGAR	55
MAGELUNGEN	58
ALLMÄN BESKRIVNING	58
ALUMINIUMBEHANDLING	59
FOSFOR	60
KVÄVE	63
LJUSFÖRHÅLLANDEN	65
SYRGASFÖRHÅLLANDEN	67
SURHET	68
VÄXTPLANKTON	69
BOTTENFAUNA	73
FISK	74
VATTENVEGETATION	77
MILJÖGIFTER	78
SLUTSATSER OCH SAMMANFATTANDE BEDÖMNINGAR	82

SICKLASJÖN	85
ALLMÄN BESKRIVNING	85
ALUMINIUMBEHANDLING	85
FOSFOR.....	86
KVÄVE	88
LJUSFÖRHÅLLANDEN	90
SYRGASFÖRHÅLLANDEN	92
SURHET.....	93
VÄXTPLANKTON.....	93
BOTTENFAUNA	97
FISK.....	97
VATTENVEGETATION.....	97
MILJÖGIFTER.....	97
SLUTSATSER OCH SAMMANFATTANDE BEDÖMNINGAR	102
REFERENSER	106
BILAGA 1. Aluminiumbehandling av Brunnsviken	
BILAGA 1. Aluminiumbehandling av Djurgårdsbrunnsviken	
BILAGA 1. Aluminiumbehandling av Magelungen	

Sammanfattning

Rapporten presenterar en utredning av förändringar i miljötillstånd efter aluminiumbehandling av Brunnsviken och Djurgårdsbrunnsviken, Magelungen och Sicklasjön år 2019-2021. Syftet är att beskriva och bedöma om och hur övergödningssituationen förändrats efter den interna åtgärden. Åtgärderna i sig genomfördes för att reducera de omfattande fosforläckage från sediment till vattenmassa som tidigare konstaterats. Utredningsuppdraget utfördes av Naturvatten AB med Stockholm Vatten och Avfall AB som beställare.

Behandlingen av Magelungen och Sicklasjön genomfördes i huvudsak genom så kallad sedimentinjicering. Åtgärden tycks ha varit mycket framgångsrik, sett både till inaktivering av läckagebenägen sedimentfosfor och resulterande effekter i ekosystemet. I båda fall ses kraftigt reducerade och varaktigt låga fosfathalter i bottenvattnet, och ett i flera avseenden förbättrat miljötillstånd. Efter den interna åtgärden uppvisar de båda vattenförekomsterna god ekologisk status sett till näringsämnen (totalfosfor) och näringspåverkan på växtplanktonsamhället. Cyanobakterier som tidigare dominerat algblomningarna gick tillbaka kraftigt till förmån för ett mer mångformigt planktonsamhälle. För Magelungen ses också en påtaglig och positiv förändring i fisksamhället, motsvarande en utveckling från otillfredsställande näringsstatus till god status.

För de båda kustvikarna finns tveksamheter kring framförallt åtgärdens varaktighet. I samband med behandling minskade fosfathalterna i bottenvattnet kraftigt både i Brunnsviken och Djurgårdsbrunnsviken och åtgärden var så långt lyckad. Mätdata visar dock att behandlingen redan ett par år efter genomförande inte längre förmår binda den fosfor som mineraliserats, och att sedimenten därmed åter bidrar till interngödning av kustvikarna. År 2023 föreföll åtgärden ännu ha viss effekt på fosforläckaget, men långt ifrån i önskad och förväntad omfattning. Orsaken till att behandlingarna i kustvikarna inte givit något varaktigt resultat har inte utretts inom uppdraget. Tänkbara förklaringar kan vara en alltför låg aluminiumdos eller, kanske mer troligt, att tillsatsen gjordes enbart i vattenmassan, något som kan ha medfört att fällningen inte blivit kvar på de bottenar som skulle behandlas. En jämförelse av miljötillståndet före och efter åtgärd visar att fosforhalterna i ytvattnet sommartid gått från dålig status till måttlig eller otillfredsställande status, och att klorofyllhalterna är lägre efter aluminiumbehandling. För åtminstone Brunnsviken tycks sommarens övergödningssituation framförallt styras av läget i utanförliggande havsområde (Lilla Värtan). Vintertid förefaller åtgärden dock ha haft en positiv effekt på fosforhalterna som reducerats påtagligt.

Inledning

Rapporten presenterar en utredning av förändringar i miljötillstånd efter aluminiumbehandling av Brunnsviken, Djurgårdsbrunnsviken, Magelungen och Sicklasjön (Figur 1). Åtgärderna genomfördes för att reducera de omfattande fosforläckage från sediment till vattenmassa som tidigare konstaterats, med övergripande syfte att skapa förutsättningar för att de övergödningsdrabbade kustvattnen och sjöarna ska uppnå miljökvalitetsnorm god ekologisk status. Behandling utfördes år 2019-2021 genom aluminiumtillsats till sediment och/eller vattenmassa. Syftet med utredningen är att beskriva och bedöma om och hur övergödningssituationen förändrats efter den interna åtgärden. Uppdraget utfördes av Naturvatten AB med Stockholm Vatten och Avfall AB (SVOA) som beställare.



Figur 1. Utredningen omfattade Brunnsviken, Djurgårdsbrunnsviken, Sicklasjön och Magelungen som aluminiumbehandlades perioden 2019-2021 i syfte att reducera den interna fosforbelastningen.

Omfattning och avgränsning

Uppdraget omfattade en utredning av eventuella förändringar i miljötillstånd efter aluminiumbehandling och fokuserade på variabler som speglar övergödning, det vill säga förhöjda näringshalter, och effekter av övergödning, exempelvis förändringar i ljus- och syrgasförhållanden, flora- och faunasamhälle. Som bedömningsunderlag sammanställdes och utvärderades miljöövervakningsdata för en perioderna före respektive efter åtgärd. I syfte att fånga upp eventuella förändringar till följd av minskad biologisk utspädning av miljöstörande ämnen undersöks även förändringar i miljögiftshalter i fisk och vatten.

Utredningen avgränsas till att beskriva och bedöma om förändringar ägt rum sedan aluminiumbehandling utfördes. Ett förändrat miljötillstånd skulle också kunna förklaras av förändringar i extern näringsbelastning, vattenutbyte och/eller av mellanårsvariationer. Utredningen omfattar inte någon sådan analys. Som underlag för att i någon mån bedöma om den extern näringsbelastningen påverkat miljötillståndet undersöktes samband mellan Brunnsvikens största tillflöde Råstaån samt Magelungens största tillflöde Norrån. För Brunnsviken undersöktes eventuella samband till totalfosforhalter i angränsande vattenområde Lilla Värtan, och för Djurgårdsbrunnsviken till mätstationer i vikens mynningsområden. För Sicklasjön analyserades eventuella samband med totalfosforhalter och vattenflöden i uppströms liggande och direkt anslutande Järlasjön.

Metodik

Uppgifter om genomförda åtgärder

Information om genomförda aluminiumbehandlingar sammanställdes av Fred Erlandsson vid SVOA. Uppgifter inhämtades även via utföraren Vattenresurs Sverige AB, genom Göran Andersson.

Sammanställning av miljökvalitetsdata

Miljökvalitetsdata sammanställdes som underlag för bedömning av miljötillståndets förändring samt för statusklassificering. Data erhöles via Stockholm Vatten och Avfall AB (vattenkemi, växtplankton) och Miljöförvaltningen Stockholms stad (miljögifter i vatten, biota), samt

inhämtades via datavärd (SLU Miljödata MVM) och från Miljöbarometern Stockholm.

Miljötillståndets utveckling

Vattenkemiska/fysikaliska och biologiska variabler redovisas i diagram och miljötillståndets utveckling analyseras med fokus på skillnader mellan perioden före och efter intern åtgärd. Analysen omfattar även miljögifter i fisk och vatten.

Klassificering av ekologisk och kemisk status utfördes enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25. Bedömningen omfattar bland annat fosfor, kväve, växtplankton, fisk, bottenfauna och makrofytter samt miljögifter i fisk och vatten, där dataunderlaget så tillåter. Referensvärden för totalfosfor hämtades ur VISS, och beräknades för kustvattenförekomsterna enligt gällande föreskrift. Ekologisk status bedöms i en skala omfattande fem klasser enligt nedan, kemisk status bedöms som god eller uppnår ej god status (Tabell 1).

Tabell 1. Klassificering av ekologisk samt kemisk status sker till en av fem respektive två statusklasser.

Ekologisk status	Kemisk status
Hög	Uppnår god
God	Uppnår ej god
Måttlig	
Otillfredsställande	
Dålig	

Beskrivning och bedömning av orsakssamband

En översiktlig beskrivning och bedömning av orsakssamband med koppling till miljötillståndet utfördes baserat på enkel korrelationsanalys. Bedömningen omfattade analys av samband mellan ytvattenhalter av totalfosfor i Brunnsviken/Sicklasjön och Lilla Värtan/Järlasjön, ytvattenhalter av totalfosfor i Sicklasjön och vattenföring vid utloppet av Järlasjön, ytvattenhalter av totalfosfor i Brunnsviken/Magelungen och totalfosforbelastning via Råstan/Norrån, ytvattenhalter av totalfosfor och klorofyll samt ytvattenhalter av totalfosfor/klorofyll och miljögiftshalter i fisk.

Som delunderlag beräknades fosfortransporter i Råstaån och Norrån, baserat på månadsvisa halter och SHYPE-beräknade månadsflöden som inhämtades via SMHI Vattenwebb.

Brunnsviken

Allmän beskrivning

Brunnsviken är en trösklad havsvik belägen i norra Stockholm och Solna. Viken har en yta på 1,5 km², med ett medeldjup av 6,6 m och ett största djup på 13,7 m. Vattenutbyte med utanförliggande havsområde Lilla Värtan sker via Ålkistan. Vattnets omsättningstid påverkas också genom den utpumpning av bottenvatten som tidvis sker till Lilla Värtan i syfte att minska risken för svår syrgasbrist och svavelvätebildning vid Brunnsvikens botten. Vikens tillrinningsområde omfattar 14,5 km² med huvudsakligt tillflöde via Råstaån som avvattnar Lötsjön och Råstasjön och mynnar till Brunnsvikens nordvästra del.

Brunnsviken är utpekad som vattenförekomst (MS_CD: WA68040883) och omfattas av beslutade miljö kvalitetsnormer god ekologisk status med tidsfrist till 2039 för näringsämnen och växtplankton, samt god kemisk status med undantag till 2027 för ett antal prioriterade ämnen. Enligt Vattenmyndighetens senaste bedömning har Brunnsviken otillfredsställande ekologisk status och uppnår ej god kemisk status, även utan hänsyn till kvicksilver och PBDE (förvaltningscykel 3, 2017-2021, källa: VISS). Brunnsvikens miljö kvalitet övervakas huvudsakligen via mätstationerna Tivoli i norr, och Kräftrike i söder. I Lilla Värtan är mätstationen Ekhagen närmast belägen Brunnsvikens mynningskanal Ålkistan. Det huvudsakliga tillflödet Råstaån övervakas via en mätstation med samma namn som vattendraget.

Aluminiumbehandling

Brunnsviken aluminiumbehandlades september-november 2019 med Thomas Aabling Vandmiljø (TAV) som entreprenör och SVOA samt Stockholms Stad som beställare. Åtgärden finansierades av Exploateringskontoret, Stockholms Stad via CM-stöd.

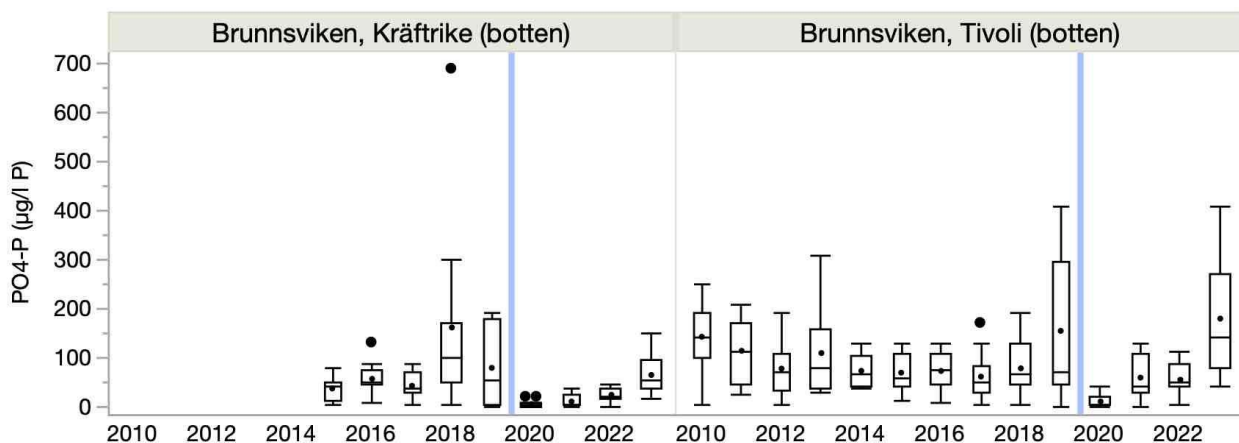
Behandlingen utfördes genom fällning med polyaluminiumklorid (PAC18) i vattenmassan. Planen inför åtgärd var att PAC18 skulle appliceras på ett djup under språngskiktet. Då det konstaterades att fällningen sjönk snabbt accepterade beställaren en grundare applicering, ungefär en meter under ytan, detta i syfte att fälla ut en större mängd fosfor i vattenmassan. Sammantaget tillfördes 780 ton fällningslösning varav nära 72 ton aluminium (TAV 2023, Excelfil). Åtgärden rekommenderades ursprungligen omfatta botten på djup större än 5 meter och aluminiumdoser i spannet 40-120 g/m² över sammantaget 0,86 km²,

motsvarande cirka 55 procent av vikens botten (Rydin m.fl. 2016). Av entreprenörens dokumentation framgår att PAC18-lösning tillsattes över en yta på totalt 0,987 km². Med några undantag skedde tillsatsen över de ytor som rekommenderats för åtgärd. Doseringen låg i intervallet 20-300 g/m². För kartmaterial som visar åtgärdens omfattning, se Bilaga 1.

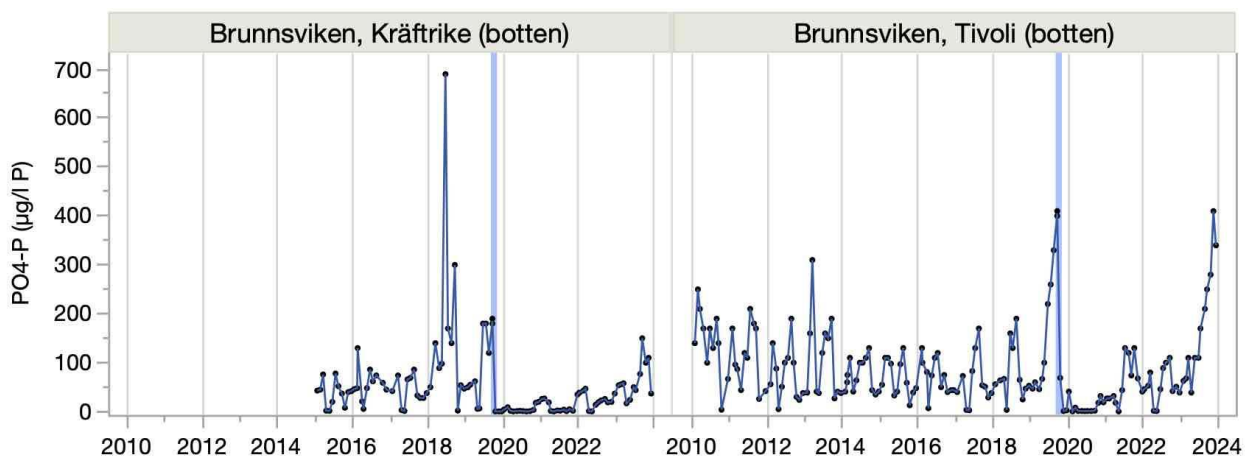
Fosfor

Fosfatfosfor i bottenvatten

Omedelbart efter aluminiumbehandlingen hösten 2019 sjönk halterna av fosfatfosfor i Brunnsvikens bottenvatten tydligt och kraftigt i såväl vikens södra som norra del (Figur 2 och 3). Halterna förblev mycket låga hela år 2020. Vid den södra mätstationen (Kräffrike) var halterna fortsatt låga även 2021 och 2022, men ökade tydligt år 2023 och låg då åter på en förhållandevis hög nivå, jämförbar med perioden 2015-2017, men lägre än år 2018-2019. I vikens norra del (Tivoli) ökade halterna tydligt redan sommaren 2021, till en nivå motsvarande den som rådde flertalet år innan åtgärden genomfördes, om än inte till samma höga nivåer som år 2019. År 2023 ses en återgång till samma höga nivåer som innan åtgärd, med högsta halter kring 400 µg/l.

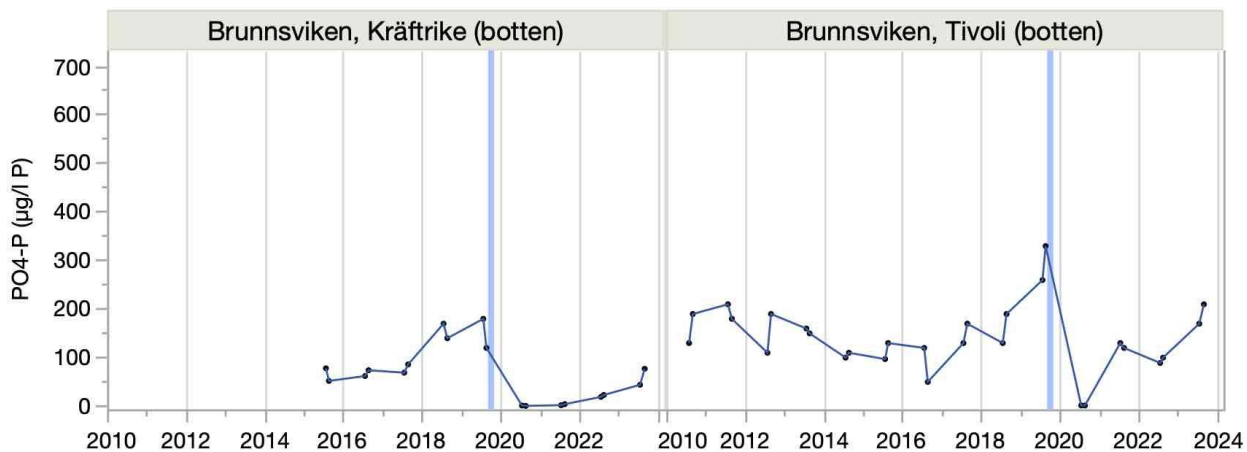


Figur 2. Fosfatfosfor (µg/l) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräffrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

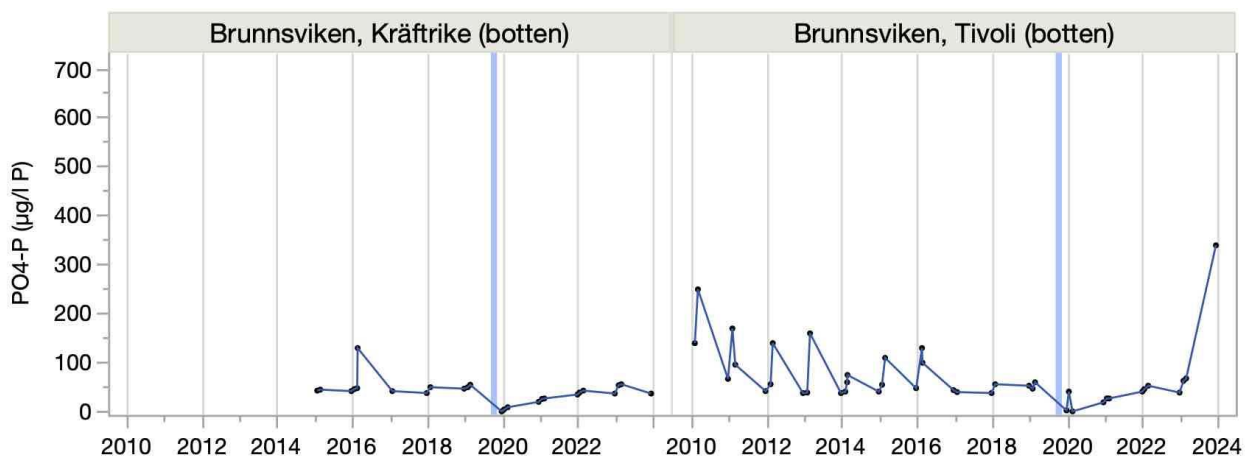


Figur 3. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

Uppbrutet på årstid framgår att åtgärden haft en något mer varaktig effekt i vikens södra del där halterna ökade långsamt efter åtgärd, än i den norra där fosfathalterna redan sommaren 2021 steg till en nivå jämförbar med den innan behandlingen (Figur 4). Vintertid ses successivt ökande fosfathalter i vikens båda delområden (Figur 5). I december 2023 var halterna i vikens norra del de högsta som uppmäts vintertid.



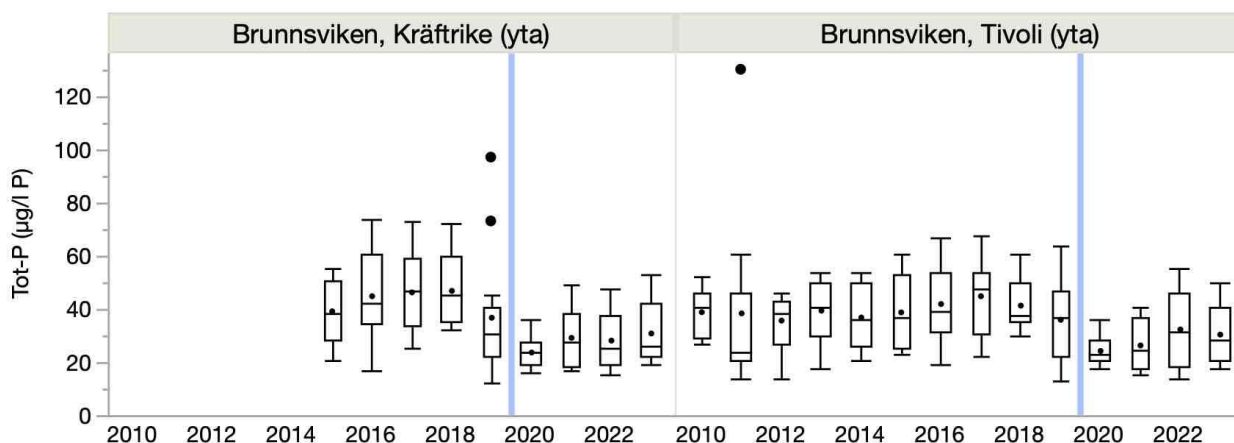
Figur 4. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under sommaren (juli-aug), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).



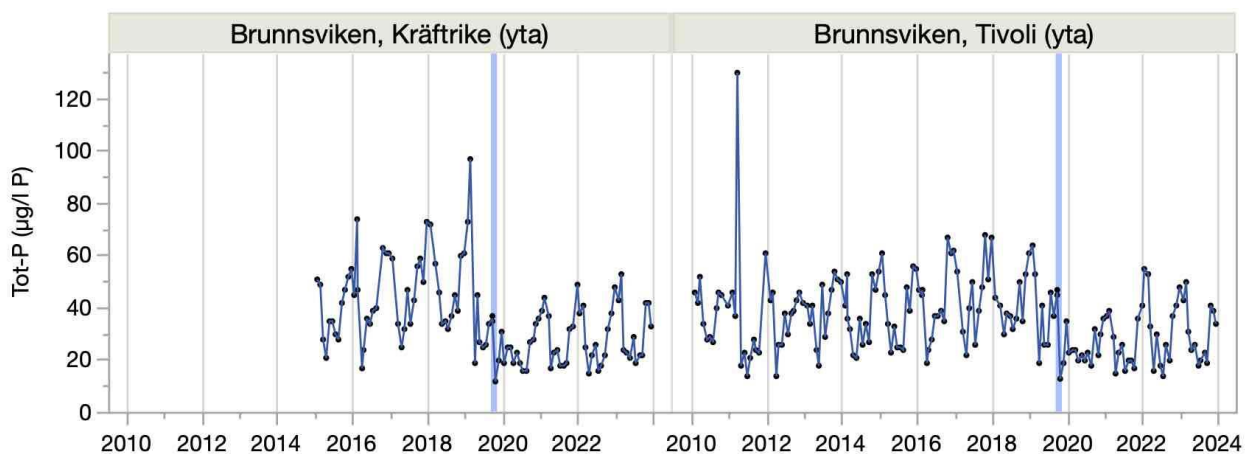
Figur 5. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under vintern (dec-feb), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blå streck).

Totalfosfor i ytvatten

Efter aluminiumbehandlingen hösten 2019 tycks totalfosforhalterna i ytvattnet vara generellt lägre än innan åtgärd, både i Brunnsvikens södra och norra del (Figur 6 och 7). Särskilt tydligt är detta år 2020, även om årsmedelhalterna varit lägre samtliga år efter åtgärd.



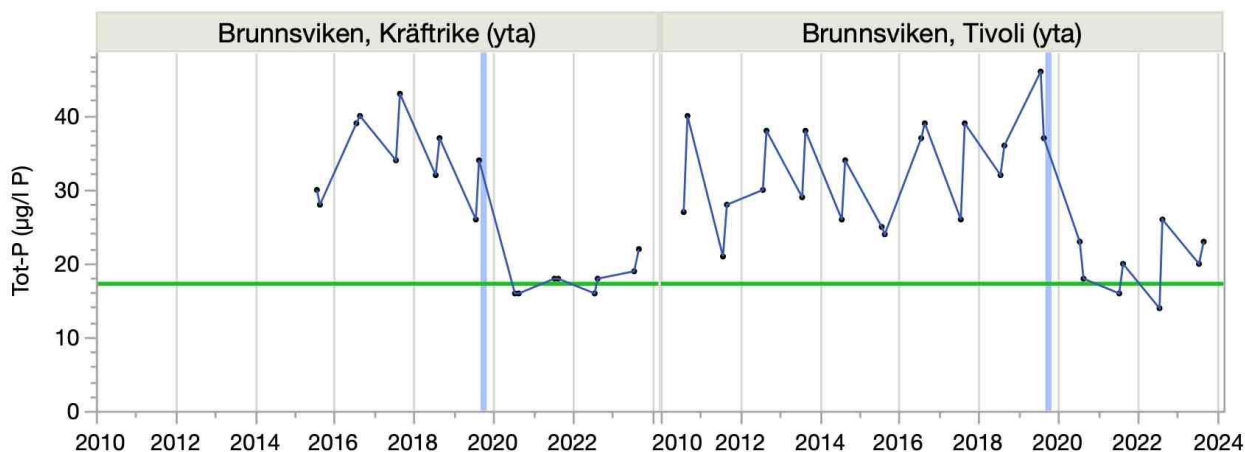
Figur 6. Totalfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 7. Totalfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

Uppbrutet på årstid ses under de statusgrundande sommar- och vinterperioderna kraftigt reducerade totalfosforhalter i ytvattnet efter åtgärd, med initiala haltminskningar på 45-80 procent (Figur 8 och 9). Sommartid låg halterna de två första åren efter aluminiumbehandlingen (2020-2021) kring eller under gränsvärdet för god ekologisk status, så även under första delen av sommaren 2022 (Figur 8). År 2023 uppvisade sommarhalterna åter en ökning, men låg i Brunnsvikens södra del alltså tydligt lägre än innan åtgärd. I vikens norra del låg halterna år 2023 på en nivå motsvarande de lägre sommarhalter som uppmätts innan åtgärd.

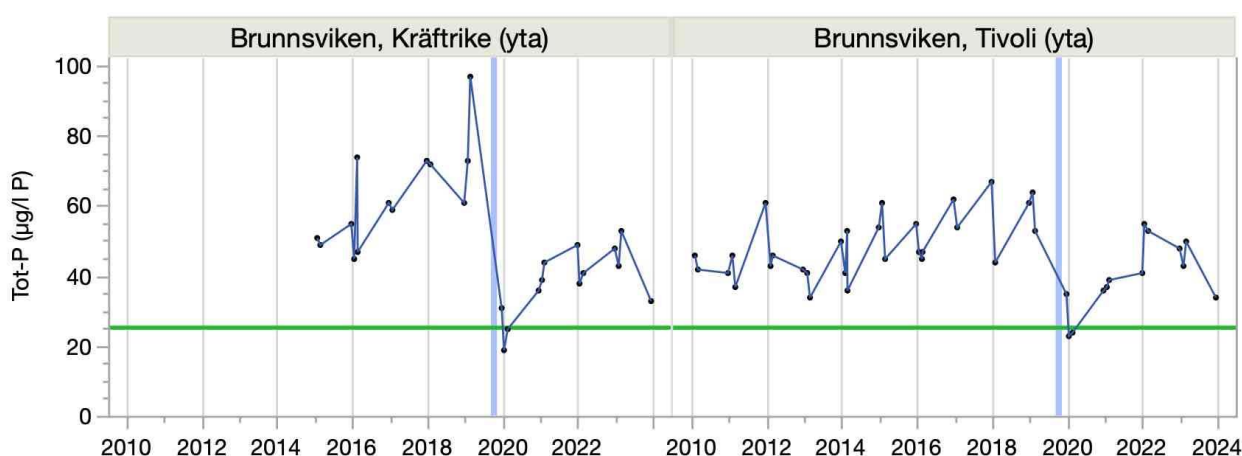
En jämförelse av treårsmedelvärden visar att sommarens totalfosforhalter nära halverats efter åtgärd. Förändringen innebär att Brunnsviken gått från ett läge med totalfosforhalter motsvarande dålig status, på gränsen till otillfredsställande ($36 \mu\text{g/l}$ 2016-2018), till en medelhalt motsvarande måttlig status, på gränsen till god ($19 \mu\text{g/l}$ 2021-2023).



Figur 8. Totalfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i ytvatten under sommaren (juli-aug), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

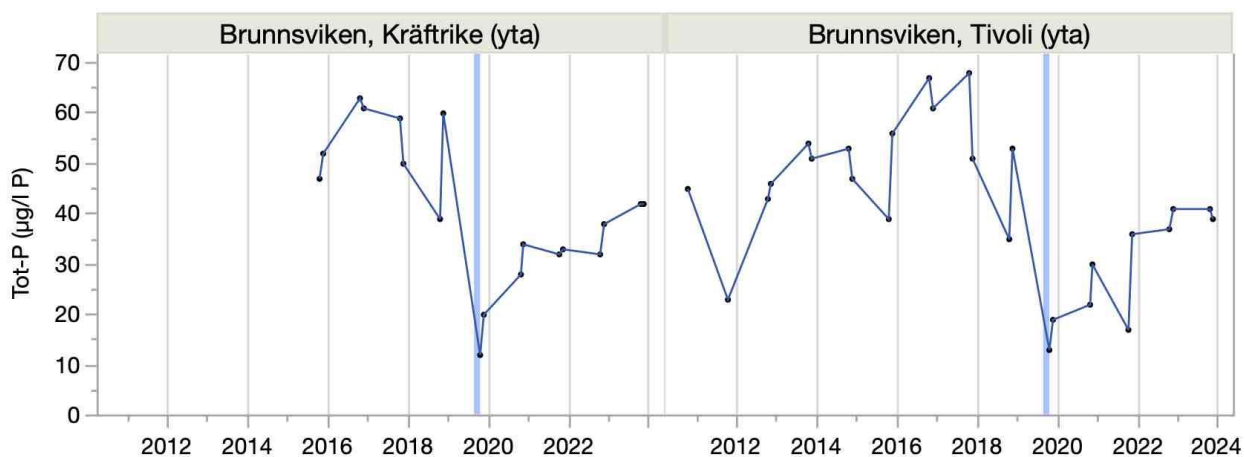
Vintertid var den initiala haltminskningen mycket omfattande (70-80%) omedelbart efter åtgärd, och halterna låg i jan-feb 2020 på en nivå motsvarande god ekologisk status (Figur 9). Sedan ökade halterna tydligt och har därefter legat på en nivå motsvarande de lägsta halter som registrerades innan åtgärd (södra delen) eller i nivå med tidigare medelhalter (norra delen), i båda fall över gränsvärdet för god status.

En jämförelse av treårsmedelvärden visar att vinterns totalfosforhalter reducerats med motsvarande 25 procent efter åtgärd. Förändringen innebär att Brunnsviken gått från ett läge med totalfosforhalter motsvarande dålig status, på gränsen till otillfredsställande (59 µg/l 2016-2018), till en medelhalt motsvarande otillfredsställande status (44 µg/l 2021-2023).



Figur 9. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten under vintern (dec-feb), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

Även mätdata från höstperioden visar på tydligt lägre totalfosforhalter i ytvattnet efter åtgärd (Figur 10). Fosforhalterna under hösten är inte statusgrundande, men kan vara av särskilt intresse eftersom de speglar effekten av uppvällande bottenvatten då vattenmassan omblandas. Höstdata uppvisar ett mönster liknande de efterföljande vinterhalterna, med mycket omfattande initiala haltminskningar (70-80%). Under hösten ses därefter med något undantag ett generellt mönster av successivt ökande halter. År 2023 låg halterna alltså lägre än de medelhalter som rådde innan åtgärden genomfördes. Att status för fosfatfosfor uppvisar en förbättring efter åtgärd (se ovan) är en effekt av höstens haltminskningar, där höga halter tidigare ”levde kvar” till vintern.



Figur 10. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under hösten (sept-nov), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

Fosfatfosfor i ytvatten

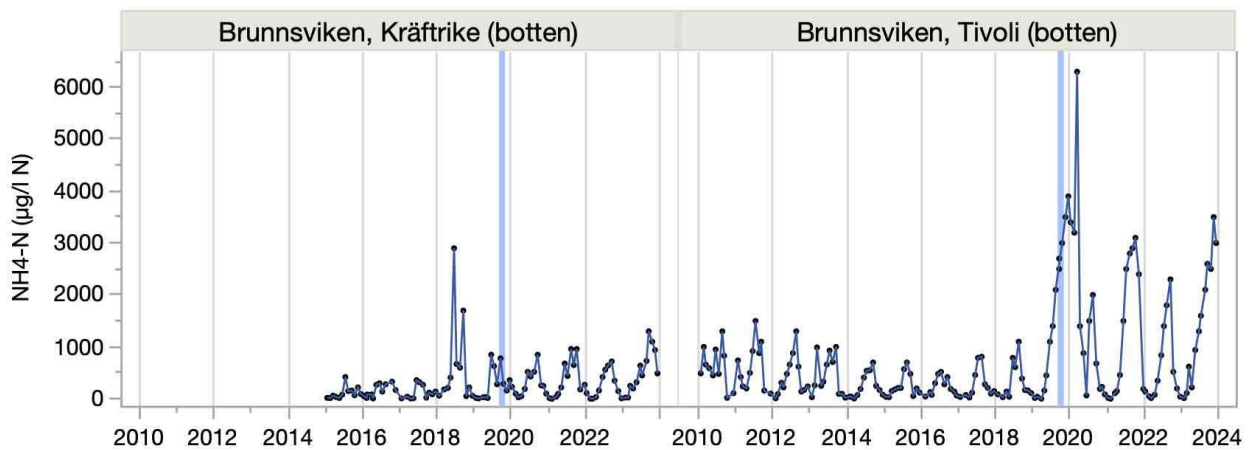
Statusklassificering för fosfatfosfor (DIP) baseras för kustvatten på ytvattenhalter under vintern (dec-feb). En jämförelse av treårsmedelvärden visar på en haltreduktion motsvarande 35 procent efter åtgärd.

Förändringen innebär att Brunnsviken gått från ett läge med fosfatfosforhalter motsvarande dålig status ($36 \mu\text{g/l}$ 2016-2018), till en medelhalt motsvarande otillfredsställande status ($24 \mu\text{g/l}$ 2021-2023), dock på gränsen mot dålig status.

Kväve

Ammonium i bottenvatten

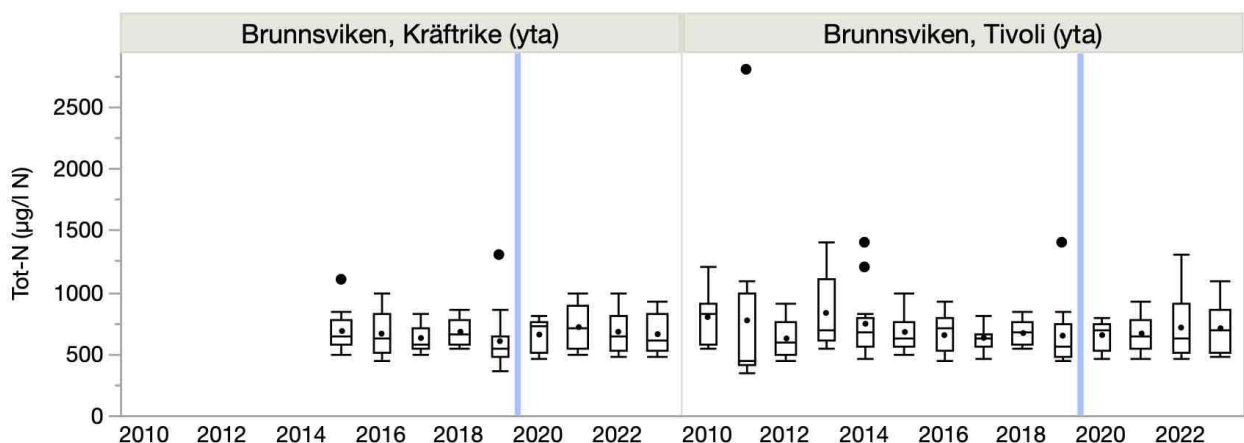
Ingen tydlig effekt ses på ammoniumkvävehalterna i bottenvattnet kopplat till tidpunkten för aluminiumbehandlingen, hösten 2019 (Figur 11). I vikens norra del (Tivoli) uppmättes 2019-2023 betydligt högre halter än tidigare år, med mer än dubbelt så höga haltmaximum än tidigare.



Figur 11. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

Totalkväve i ytvatten

Ingen tydlig effekt ses på totalkvävehalterna i ytvattnet efter aluminiumbehandlingen hösten 2019, vare sig i Brunnsvikens södra och norra del (Figur 12).

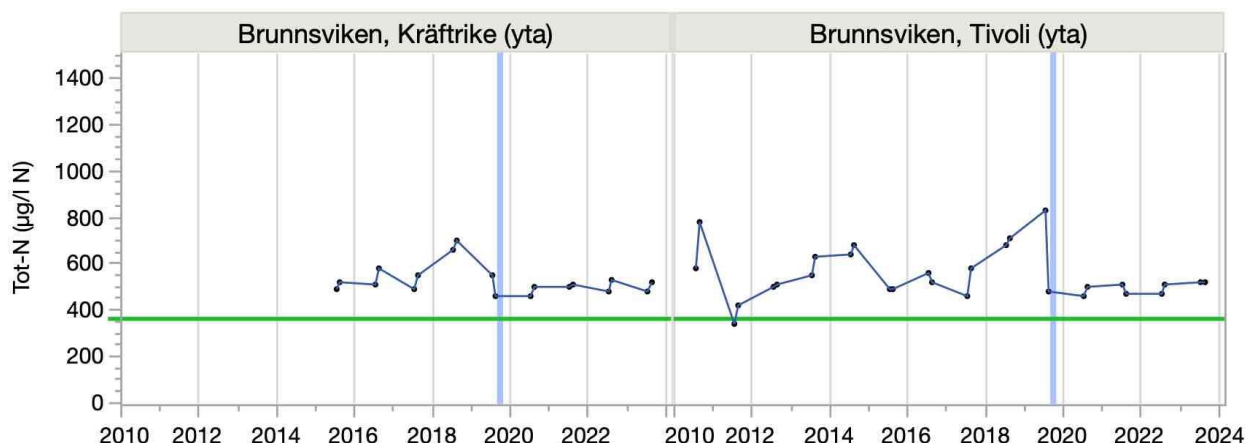


Figur 12. Totalkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

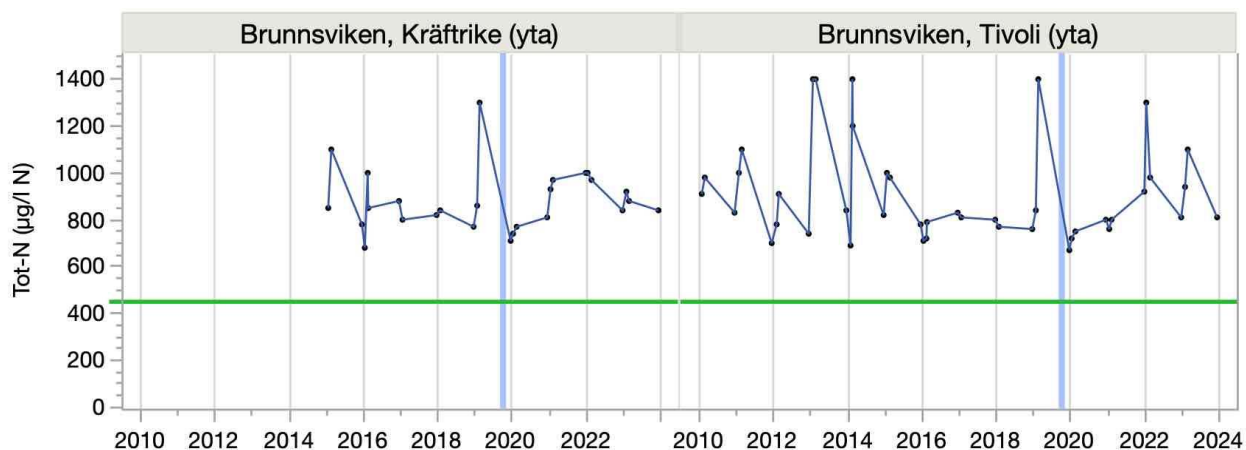
Data för de statusgrundande sommar- och vinterperioderna pekar på reducerade totalkvävehalter i ytvattnet omedelbart efter åtgärd (Figur 13 och 14). Lägstanivåerna låg alltså högre än gränsvärdet för god status. Efter åtgärd förefaller sommarhalterna vara generellt något lägre och mer stabila än tidigare (Figur 13). Vintertid tycks läget generellt detsamma eller något sämre än innan åtgärd (Figur 14).

En jämförelse av treårsmedelvärden visar att sommarens totalkvävehalter minskat med 15 procent efter åtgärd, medan vinterhalterna ökat i motsvarande uträkning. Förändringen innebär att Brunnsviken sommartid

gått från otillfredsställande kvävestatus (580 µg/l 2016-2018) till måttlig status (500 µg/l 2021-2023), och vintertid uppvisar fortsatt dålig status, med än högre medelhalt än tidigare (930 µg/l jfr 800 µg/l).

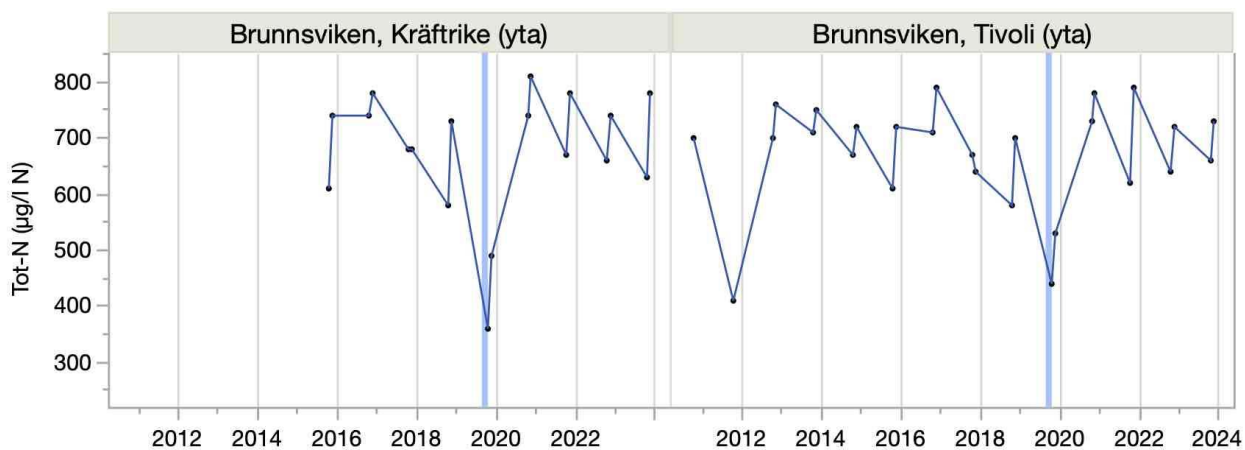


Figur 13. Totalkväve (µg/l) i ytvatten under sommaren (juli-aug), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.



Figur 14. Totalkväve (µg/l) i ytvatten under vintern (dec-feb), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

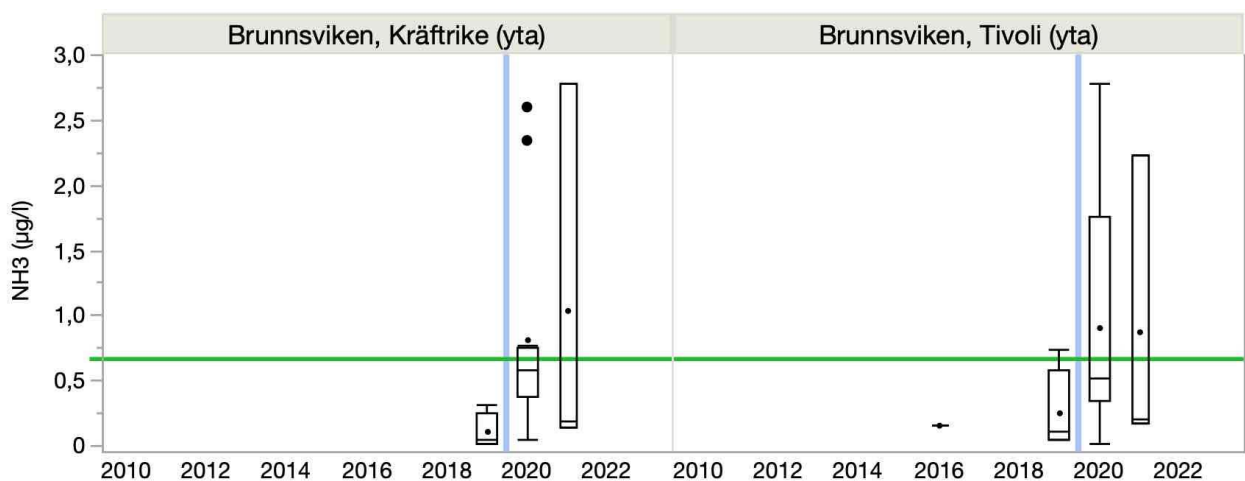
Under hösten sågs i samband med åtgärden kraftigt reducerade halter i ytvattnet, sannolikt till följd av utfällning av organiskt material, men därefter ingen skillnad mellan perioden före och efter behandling (Figur 15).



Figur 15. Totalkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under hösten (sept-nov), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

Ammoniak i ytvatten

Dataunderlaget för beräkning av ammoniakkväve var begränsat och halter kan därför endast redovisas för ett fåtal år (Figur 16). Efter åtgärd uppvisar ammoniak högre och mer variabla halter än tidigare, sannolikt som en följd av minskat växtplanktonupptag till följd av än mer uttalad fosforbegränsning. Årsmedelhalterna (aritmetiskt medel) låg innan åtgärd på en nivå motsvarande god status, men motsvarar efter åtgärden måttlig status. Om beräkningen baseras på geometriskt medelvärde, enligt de principer som tillämpas av Länsstyrelsen, uppnår Brunnsviken god status även efter åtgärd. Gränsvärdet för maximal tillåten koncentration ($5,7 \mu\text{g/l}$) överskreds inte vid något mättillfälle.



Figur 16. Ammoniakkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

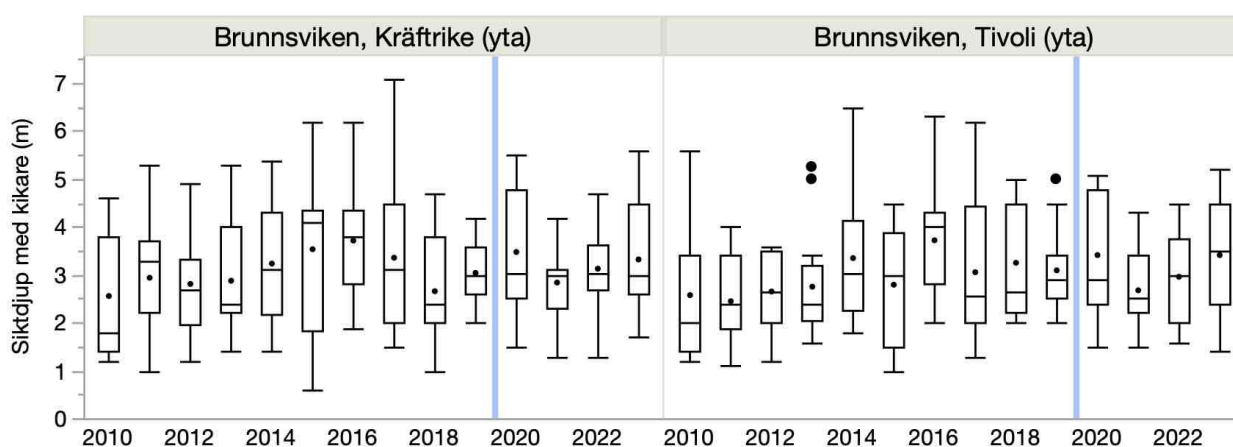
Löst oorganiskt kväve i ytvatten

Statusklassificering för löst oorganiskt kväve (DIN) baseras för kustvatten på ytvattenhalter under vintern (dec-feb). En jämförelse av treårsmedelvärden visar på en haltökning motsvarande 20 procent efter åtgärd. Förändringen innebär att Brunnsviken gått från ett läge med växttillgängliga kvävehalter motsvarande otillfredsställande status (416 $\mu\text{g/l}$ 2016-2018), till en medelhalt motsvarande dålig status (497 $\mu\text{g/l}$ 2021-2023).

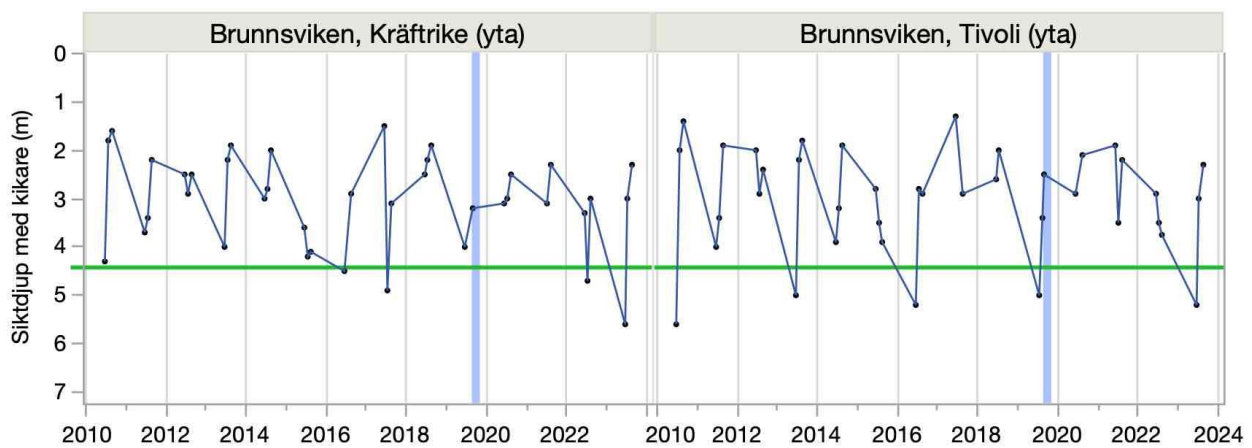
Ljusförhållanden

Brunnsvikens ljusförhållanden, mätt som siktdjup, visar inte någon uppenbar skillnad perioden före och efter aluminiumbehandlingen 2019 (Figur 19). Både de största och minsta siktdjupen uppmättes innan åtgärden genomfördes. Inga uppenbara förändringar kan heller ses då enbart data för den statusgrundande sommarperioden (juni-augusti) betraktas (Figur 18). Siktdjupet sommartid har vanligen legat på en nivå under gränsen för god status, men med junivärden som vissa år legat under gränsvärdet, både perioden före och efter behandling.

En jämförelse av treårsmedelvärden innan och efter behandlingen visar att siktdjupet ökat något, motsvarande 10 procent, efter åtgärd. Brunnsviken uppvisar oförändrat måttlig status avseende ljusförhållanden.

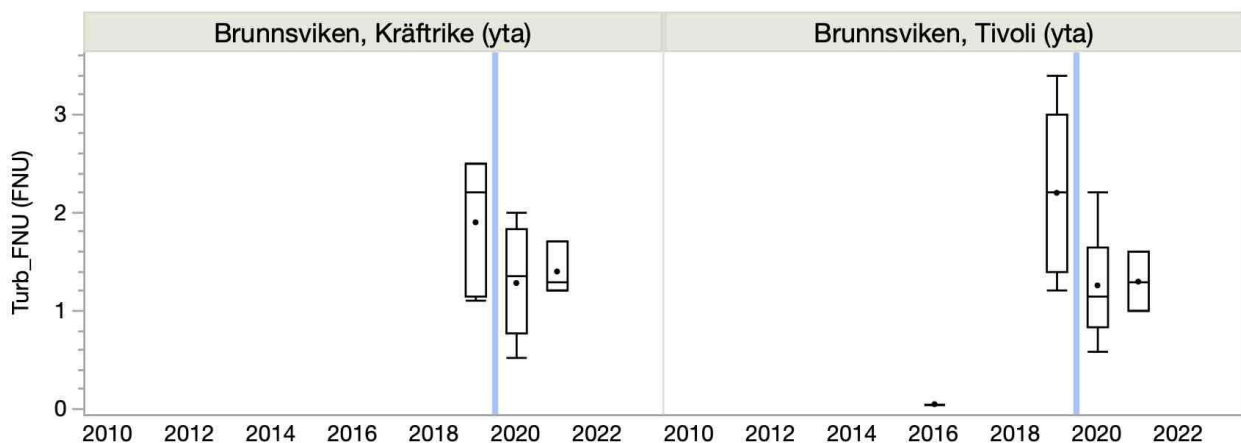


Figur 17. Siktdjup (m), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

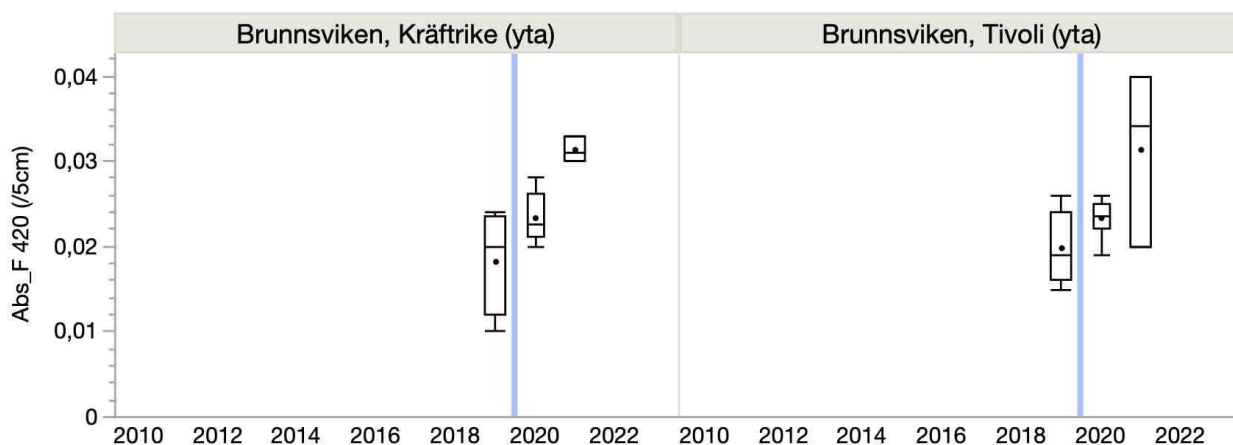


Figur 18. Siktdjup (m) under sommaren (juni-augusti), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

Siktdjupet påverkas bland annat av mängden partiklar i vattnet samt av vattenfärgen, något som kan analyseras som grumlighet/turbiditet respektive absorbans. Dessa variabler har endast analyserats ett fåtal år och underlaget är för litet för att dra några slutsatser om tillståndet. Sett till åren omedelbart före och efter åtgärd var grumligheten längre efter behandling, och vattenfärgen tvärtom högre (Figur 19 resp. 20).



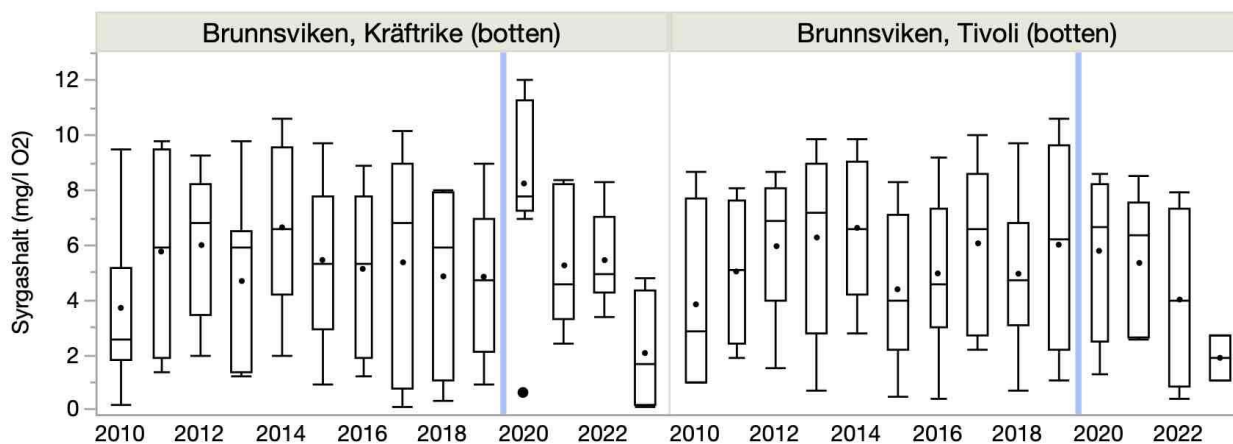
Figur 19. Grumlighet mätt som turbiditet (FNU), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 20. Vattenfärg mätt som absorbans (filtrerat, 420 nm, 5 cm kyvett), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

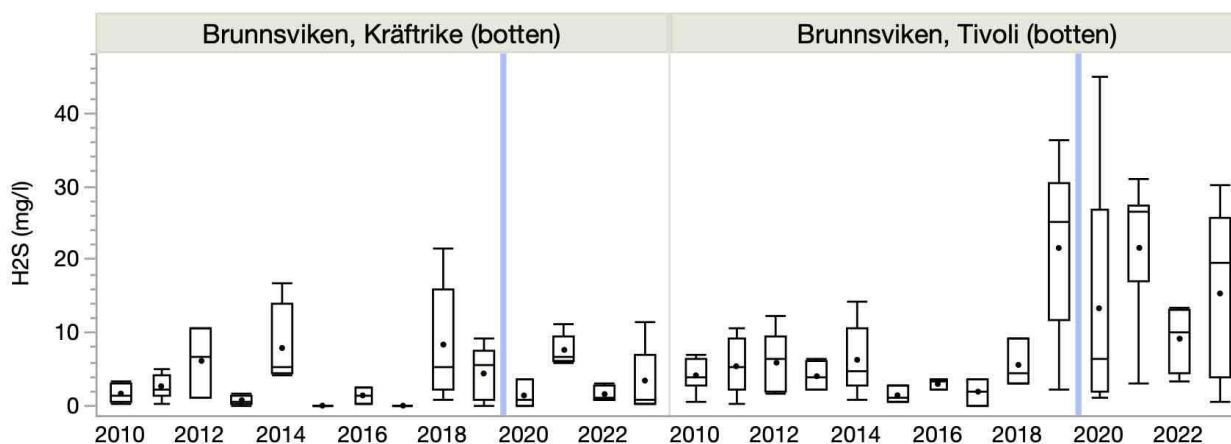
Syrgasförhållanden

Syrgashalterna i Brunnsvikens bottenvatten uppvisar som regel stora variationer över året (Figur 21). Syrgasbrist råder normalt under perioden maj-september då vattenmassan är stagnant och nedbrytningstakten och syreförbrukningen i sedimenten är hög till följd av hög bottenvattentemperatur. Goda syrgasförhållanden råder framförallt efter höstcirkulationen och ofta in i januari. Inga tydliga generella skillnader ses i syrgashalter vid en jämförelse av perioden före och efter intern åtgärd. I vikens södra del (Kräftrike) avviker år 2020 med ovanligt goda syrgasförhållanden, så när som på en mycket låg halt i juli. Att halterna i vikens norra del (Tivoli) ser ut att ha varit generellt låga år 2023 beror på att mätdata endast omfattar årets två första månader.



Figur 21. Syrgas (mg/l) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

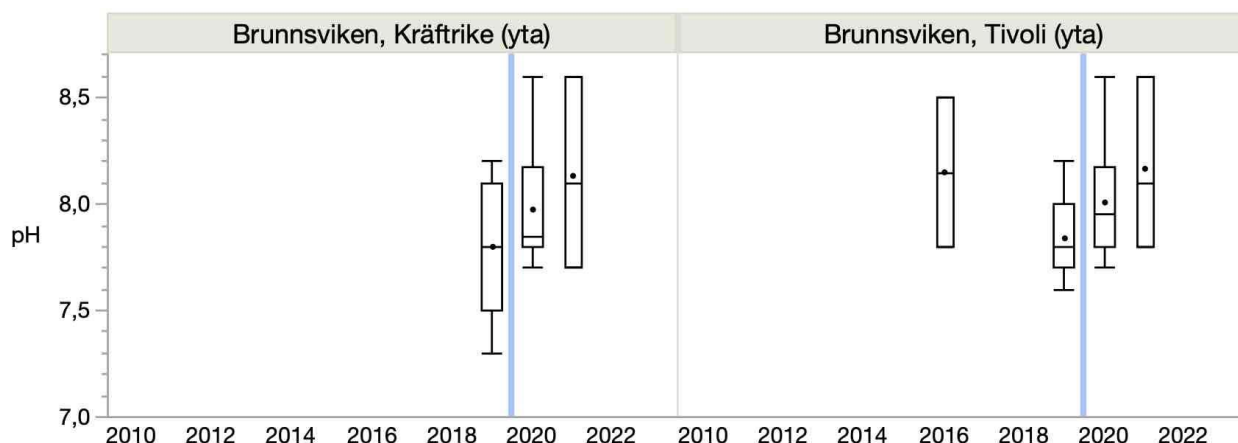
Svavelväte bildas under syrgasfria förhållanden som en följd av bakteriella nedbrytningsprocesser i bottenarna. Svavelväte har registrerats i Brunnsvikens bottenvatten samtliga år, undantaget år 2015 och 2017 vikens södra del (Kräfterike) (Figur 22). Perioden innan aluminiumbehandling uppmättes höga svavelvätehalter (> 20 mg/l) i juni 2018 i vikens södra del. I norra Brunnsviken var halterna höga under perioden augusti-december 2019, det vill säga både omedelbart innan samt under åtgärd. Efter aluminiumbehandling har höga halter registrerats vid elva tillfällen i vikens norra del (Tivoli). I södra Brunnsviken har halterna efter åtgärd varit lägre än tidigare högsta halter.



Figur 22. Svavelväte (mg/l) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräfterike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Surhet

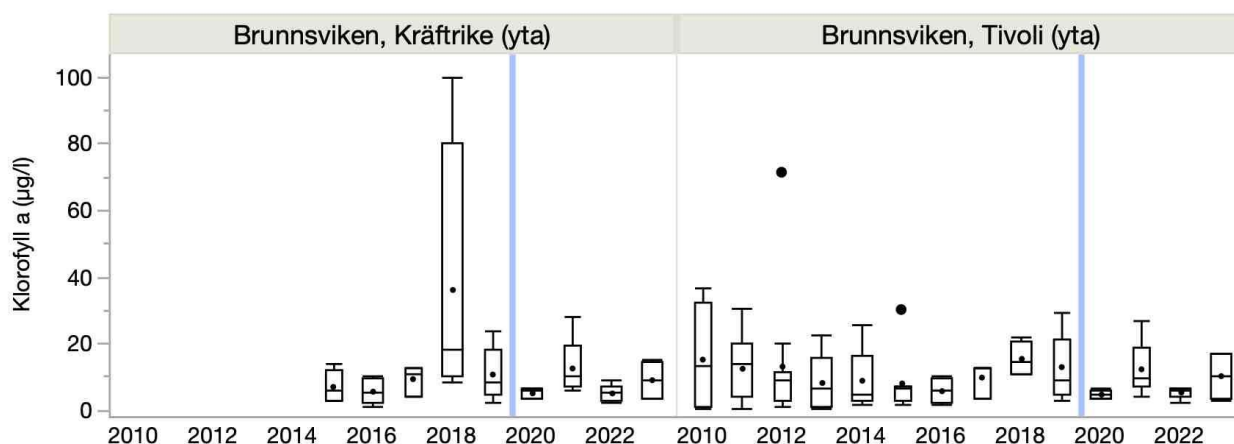
Vattnets surhet mäts vanligen som pH-värde och påverkas av tillrinnande vatten samt av växtplanktonblomningar och annan fotosyntesaktivitet. Variabeln har endast analyserats ett fåtal år och underlaget är för litet för att dra några slutsatser om tillstånd och förändringar. Sett till åren omedelbart före och efter åtgärd var pH-värdet i medeltal högre efter behandling (Figur 23). De allra högsta värdena registrerades under vår och sommar, i samband med planktonblomningar.



Figur 23. Surhet mätt som pH-värde i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Växtplankton

Klorofyll a ger ett ungefärligt mått på mängden växtplankton och analyserades i Brunnsviken vanligen i februari, juni, juli och augusti. Mellanårsvariationerna i klorofyllhalt var generellt stora i vikens båda delar, och inga uppenbara skillnader ses vid en jämförelse av perioden före respektive efter aluminiumbehandling hösten 2019 (Figur 24). År 2020 och 2022, efter åtgärd, var inomårsvariationen dock ovanligt låg liksom även årsmedelhalterna.

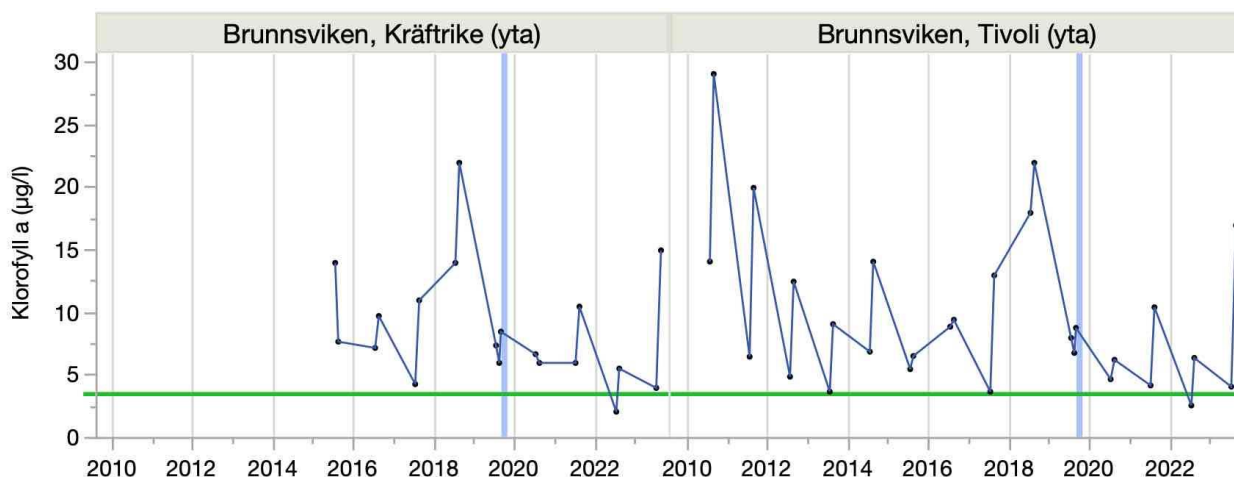


Figur 24. Klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Om enbart data för den statusgrundande sommarperioden (juli-augusti) betraktas framgår att halterna vid ett enda tillfälle legat under gränsvärdet för god status; detta efter åtgärd, i juli år 2022 och då i vikens båda delar (Figur 25). Ovanligt låga halter registrerades även i juli år 2017. Efter

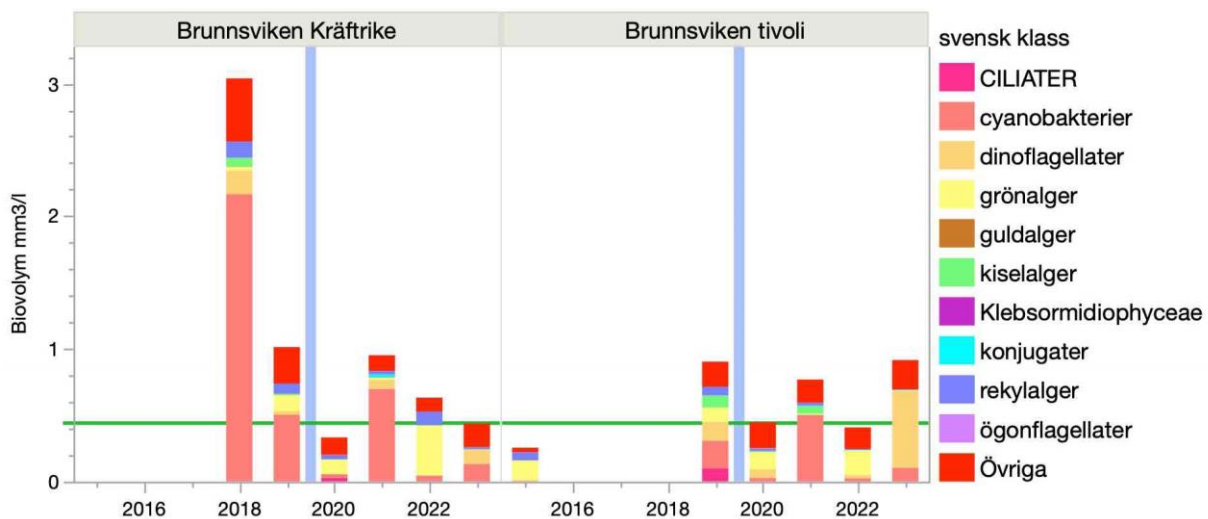
åtgärden tycks klorofyllhalternas variation inom och mellan år ha minskat. Det gäller med undantag för augusti 2023, då en ovanligt hög halt åter uppmättes.

En jämförelse av treårsmedelvärden visar på en reduktion i klorofyllhalt motsvarande 35 procent efter åtgärd. Trots förändringen motsvarar Brunnsvikens klorofyllhalter oförändrat otillfredsställande status.



Figur 25. Klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Växtplanktonundersökning med analys av totalbiomassa/-volym och fördelning på grupper har utförts en gång per år, i augusti. Dataunderlaget innan åtgärd är knapphändigt och omfattar endast 2 år (Figur 26). Vikens södra del (Kräftrike) uppvisar relativt stora mellanårsvariationer, där i synnerhet år 2018 avviker med höga biomassor. I detta delområde registrerades den lägsta biomassan året efter åtgärd, och låg då på en nivå under gränsvärdet för god status. Planktonsamhället uppvisar variationer även sett till artsammansättning, med höga andelar cyanobakterier i vikens södra del år 2018 och 2019, och även 2020. Brunnsvikens norra del (Tivoli) uppvisar mindre mellanårsvariationer än den södra, med biomassor under gränsvärdet både innan åtgärd (2015) och efter åtgärd (2020, 2022). Andelen cyanobakterier var högst 2021. Underlaget bedömdes vara alltför litet för analys av skillnader före och efter åtgärd, samt för rättvisande statusklassificering innan behandling. Efter åtgärd motsvarade Brunnsvikens växtplanktonbiomassa måttlig status (0,69 mm^3/l 2021-2023).



Figur 26. Växtplanktonbiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Bottenfauna

Brunnsvikens bottenfauna har i närtid undersökts vid tre tillfällen; 2013, 2016 och 2020 (Liungman m.fl. 2013, Brutemark m.fl. 2017, Tytor & Sandgathe 2020). Undersökningar av havsvikens djupare bottenar (profundal) är statusgrundande och visar på ett extremt art- och individfattigt faunasamhälle (2013, 2016) eller avsaknad av bottendjur (2020). I samtliga fall motsvarar tillståndet dålig ekologisk status (Tabell x). Vid bottenfaunaundersökning av profundalen 2013 (12 van-Veenprover) påträffades 17 fjädermygglarver i den södra delen, och endast en fjädermygglarv samt en tofsmygglarv i den norra delen. År 2016 noterades i den södra delen en tofsmygglarv och en fjädermygglarv, medan den norra var något mindre art- och individfattig, med fynd av en märkräffa (*Gammarus oceanicus*), en pungräka (*Neomysis* sp.) samt två taxa fjädermyggor. År 2020, efter åtgärd, hittades ingen fauna på de djupare bottenarna. De arter som noterades innan åtgärd indikerar hög näringspåverkan och dåliga syrgasförhållanden.

En jämförelse mellan resultat från undersökningar av vikens strandzoner (litoral) visar på en minskning av antal arter och individer från 2016 till 2020, men snarlika utfall i ASPT-index och klassificering, motsvarande god till hög status (Tabell 2). Faunan på de något djupare bottenarna (sublitoralen) visar tvärtom tendenser motsatt utveckling, med fler arter efter åtgärd, dock fortfarande på en nivå motsvarande mycket lågt artantal. Förändringen i abundans (individdensitet) var tydligare med en ökning från måttlig till mycket hög täthet i den södra delen (Kräftrike) och från låg till måttligt hög täthet i norr (Tivoli). Klassificering baserad på BQI pekar på dock på ett oförändrat tillstånd, motsvarande otillfredsställande status.

Värt att notera är att undersökningar som syftar till statusklassificering av havsvikar bör utföras med marina metoder (van Veen-huggare) under försommaren så som 2013, och inte med limnisk metodik (Ekmanhuggare) under hösten, så som 2016 och 2020, samt baseras på enbart på BQI, och inte ASPT-index.

Tabell 2. Resultat av bottenfaunaundersökningar i Brunnsvikens södra (Kräftrike) respektive norra del (Tivoli) år 2013, 2016 och 2020 (Liungman m.fl. 2013, Brutemark m.fl. 2017, Tytor & Sandgathe 2020). Statusklass indikeras med färg där blå=hög status, grön=god status, orange=otillfredsställande status och röd=dålig status. Statusklassificering av bottenfauna i havsvikar baseras enligt HVMFS 2019:25 på BQIm och undersökning av botten djupare än 5 m genom marina metoder (van Veen-huggare).

Station	Zon	Djup	Metod	År	Antal taxa	Antal individer	ASPT	BQI
Kräftrike	litoral	0,4-0,6	limnisk	2016	21	2164	5,3	
		0,4-0,6	limnisk	2020	15	559	4,9	
	sublitoral	4,7-5,5	limnisk	2016	9	189		1
		5,0	limnisk	2020	10	3371		1
	profundal	6,7-8,8	marin	2013	2	3		0,02
		9,0-9,8	limnisk	2016	2	2		0
		8,8	limnisk	2020	0	0		0
Tivoli	litoral	0,3-0,6	limnisk	2016	34	519	5,1	
		0,6-0,7	limnisk	2020	17	227	5,6	
	sublitoral	5,5-6,2	limnisk	2016	3	10		1
		6,0	limnisk	2020	6	845		1
	profundal	6,5-13	marin	2013	2	0,3		0,01
		9,0-11,0	limnisk	2016	4	4		0
		10,0	limnisk	2020	0	0		0

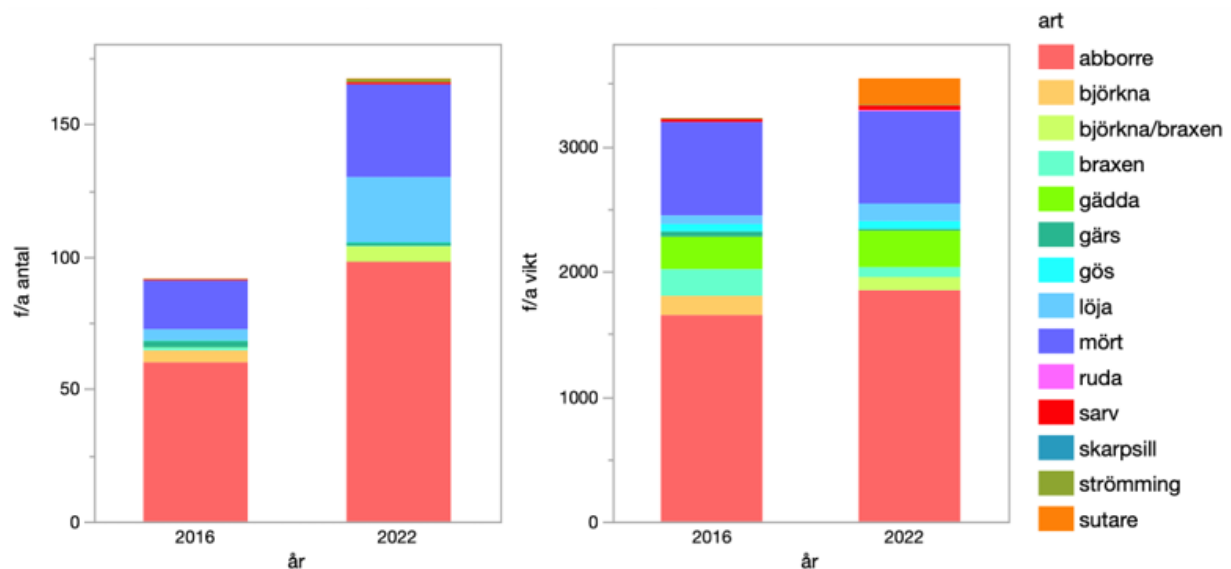
Fisk

Brunnsviken har provfiskats med standardiserad metodik både före och efter åtgärd. Det första fisket utfördes i början av september år 2016 (Kärki 2016), och det andra i slutet av augusti år 2022 (Lindqvist 2022). Jämförelser av utfallet de båda undersökningarna emellan har i huvudsak hämtats ur den senare rapporten. I båda fall användes modifierade kustfiskenet med två extra paneler (6,25 mm, 8 mm), och provfisket omfattade de fyra djupzonerna 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m och >12 m.

Artsammansättningen var likartad vid de båda provfiskena och abborre var genomgående dominerande art, sett till både antal och vikt (Figur 27). Den antalsmässiga fångsten per ansträngning var nära dubbelt så hög 2022 jämfört med 2016, medan skillnaderna var små sett till biomassan (vikt). Resultatet visar på en större andel småfisk efter aluminiumbehandlingen 2019. På artnivå var fångsten av löja var betydligt större år 2022, men i övrigt var skillnaderna mellan åren relativt små.

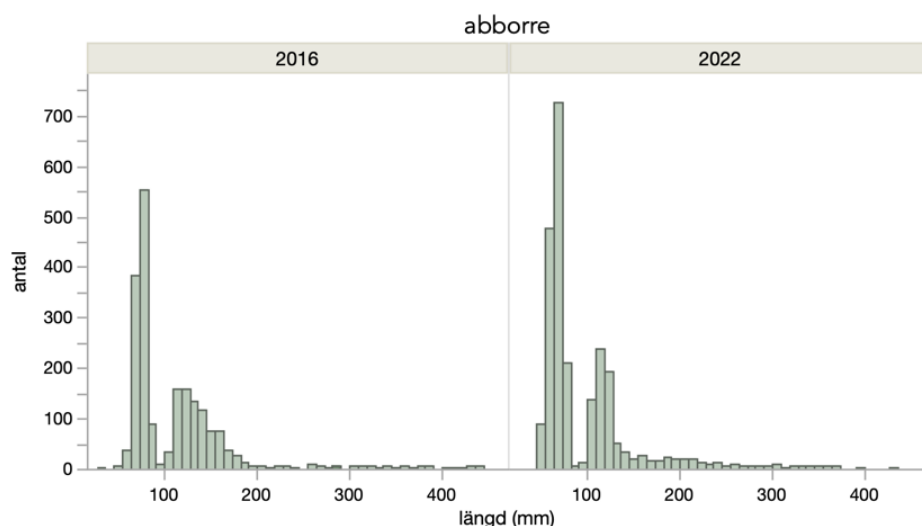
År 2022 fångades den absoluta huvuddelen av fisken i de både grundare zonerna, ner till 6 m djup. I den djupaste zonen (>12 m) uteblev fångst helt. Fångstfördelningen förklaras av de dåliga syrgasförhållanden, med syrgashalter nära noll, som rådde på djup större än 6 m. År 2016 fångades

huvuddelen av arterna även på djupare vatten, ner till 12 m. Det gäller undantaget sutare, ruda och skarpsill som enbart fångades på grunt vatten. Björkna, gers och strömming fastnade även i nät som lagts i den djupaste zonen (>12 m). Uppgifter om syrgasprofiler saknas från provfisket 2016, men mätdata från ordinarie övervakningsprogram visar att syregasförhållandena var relativt goda ner till åtminstone 10 m djup i mitten av september, strax efter att viken provfiskades. Skillnader i fångstfördelning mellan åren, med utebliven fångst på större djup år 2022, förklaras med största sannolikhet av skillnader i syrgasförhållanden.

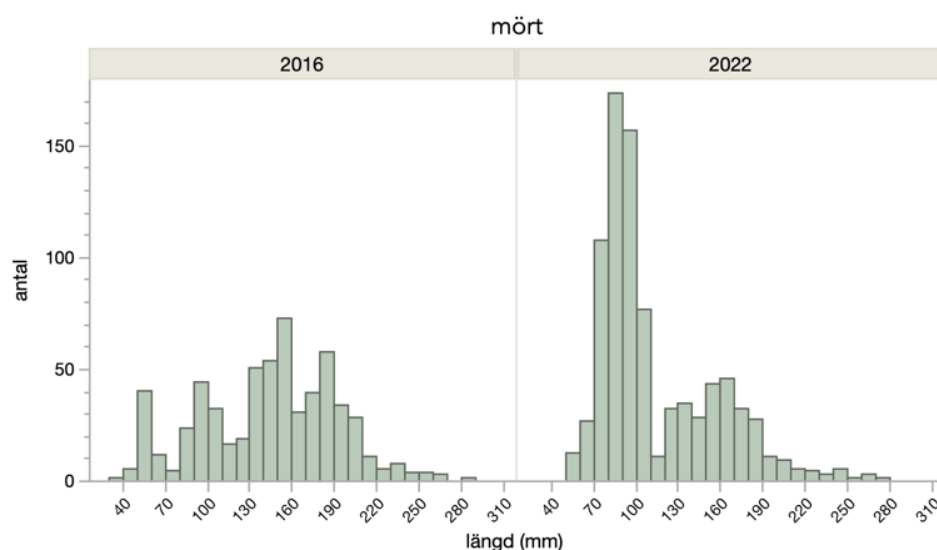


Figur 27. Fångst per ansträngning vad gäller antal och biomassa (vikt, g/nät) i Brunnsviken åren 2016 och 2022.

En jämförelse av storleksfördelning för nyckelarterna abborre och mört visas nedan (Figur 28 och 29). Abborre fångades med fler årsyngel (< ca 80 mm) år 2022 jämfört med 2016, och färre individer i storleken 140-180 mm, men i övrigt i likartad storleksfördelningen (Figur x). Större skillnader ses i mörtbeståndets sammansättning mellan provfiskeåren. År 2022 fångades ett stort antal mörtar i storlekklassen 70-100 mm, medan fångsterna år 2016 var mer jämnt fördelade. Fångsten av årsyngel av mört (<ca 60 mm) var sämre år 2022 än 2016, något som indikerar mindre lyckad rekrytering.



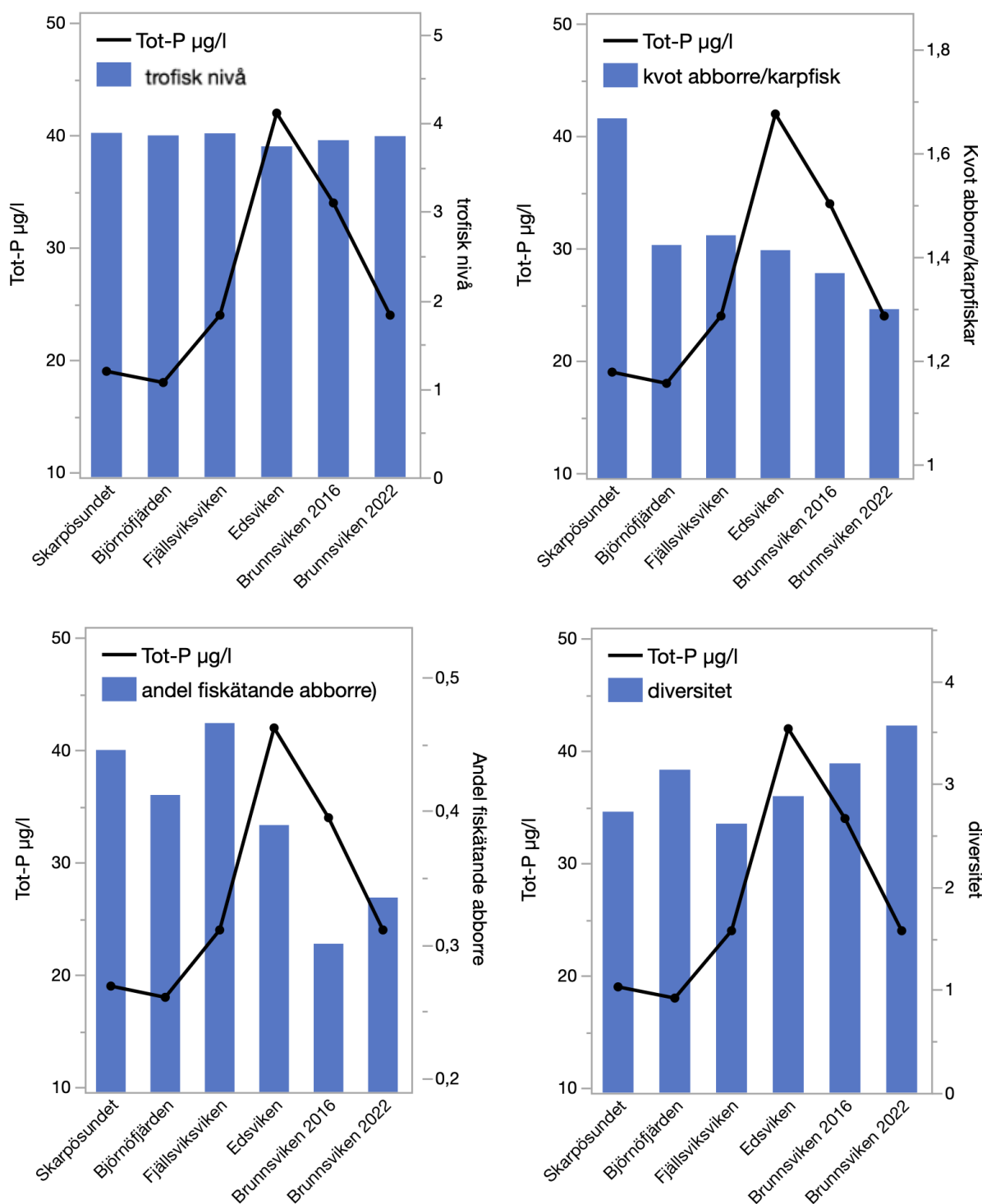
Figur 28. Storleksfördelning för abborre vid provfiske av Brunnsviken år 2016 och 2022.



Figur 29. Storleksfördelning för mört vid provfiske av Brunnsviken år 2016 och 2022.

Bedömningsgrunder för statusklassificering av fiskbestånd i kustvatten saknas och fångstresultatet vid de båda provfiskena jämförs istället utifrån trofisk nivå, kvoten mellan abborre och karpfisk, andelen fiskätande abborre och diversitet, i samtliga fall baserat på biomassa. Underlaget hämtades ur tidigare provfiskerapport (Lindqvist 2022). Den trofiska nivån anger arternas position i näringskedjan, och fisksamhällets trofiska medelnivå ger ett sammanfattande mått på dess ekologiska roll. Låga värden indikerar en liten andel rovfisk, och ett fisksamhälle som till större del livnär sig av plankton, växtdelar, bottendjur etc. Den trofiska nivån i Brunnsvikens fisksamhälle låg på i princip samma nivå år 2016 och 2022 (Figur 30). Kvoten abborre/karpfisk minskade något från år 2016 till 2022, medan andelen fiskätande abborre ökade - skillnaderna var dock små. Nämnvärt är att Brunnsviken utmärker sig jämfört med övriga trösklade havsvikar med en ovanligt liten andel fiskätande abborre. Artdiversiteten var relativt hög och uppvisar inte någon större skillnad mellan åren.

Sammantaget visar provfiskedata på ett fiskesamhälle som domineras av småvuxen abborre och karpfisk, något som indikerar näringsrika förhållanden. Skillnaderna före respektive efter åtgärd var små.



Figur 30. Trofisk nivå, kvoten abborre/karpfisk, andelen fiskätande abborre och artdiversiteten i Brunnsviken år 2016 och 2022 samt i ytterligare ett antal trösklade havsvikar i Stockholms län 2015-2022. Beräkningarna baseras på biomassa. Figurkälla: Lindqvist 2022.

Vattenvegetation

Brunnsvikens vattenvegetation har enligt vår kännedom endast inventerats vid ett tillfälle, år 2019, innan aluminiumbehandlingen genomfördes (Arvidsson & Gustafsson 2019). Underlag saknas alltså för jämförelser mot perioden efter åtgärd, något som i det här sammanhanget gör en redovisning irrelevant.

Nämnvärt är att bedömningsgrunder för vattenvegetation saknas för det kustområde Brunnsviken tillhör (typområde 24, Stockholms inre skärgård), något som innebär att klassificering av ekologisk status inte kan utföras.

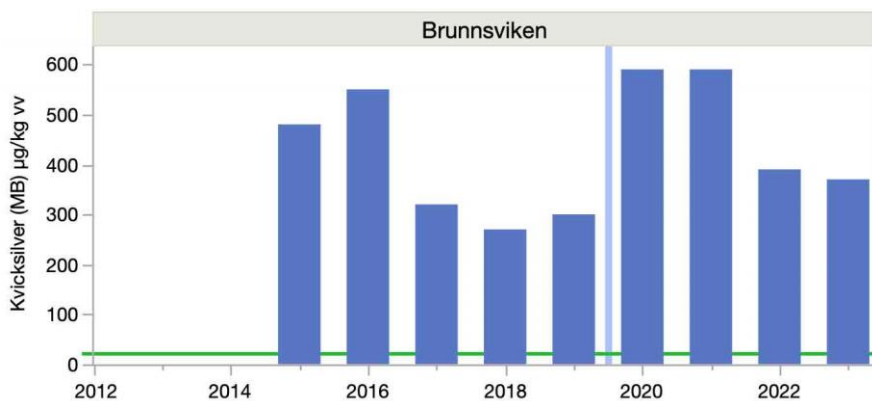
Miljögifter

Miljögifter i fisk

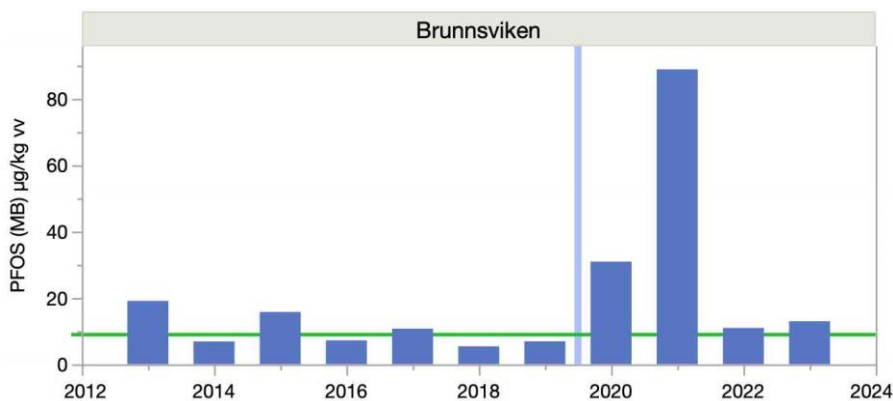
Halter av kvicksilver samt de organiska miljögifterna perfluoroktansulfonsyra (PFOS), polybromerade difenyletrar (PBDE) och polyklorerade bifenyletrar (PCB) i abborre (15-20 cm) visas nedan per undersökningsår samt mot gränsvärden för god status (Figur 31-34). Gemensamt är att miljögiftshalterna uppvisar stora mellanårsvariationer utan tydligt mönster över tid eller mellan ämnena. För kvicksilver var halterna högst år 2020 och 2021. För PFOS avviker år 2021 med en ovanligt hög halt – nära tre gånger så hög som den näst högsta, år 2020. För PBDE var halterna högst år 2019 och 2022, och för PCB år 2019.

Kvicksilver och PBDE överskrider miljökvalitetsnormerna i samtliga svenska ytvatten till följd av långväga luftburen spridning, och uppmättes i Brunnsviken i halter som samtliga år lågt högt över beslutade gränsvärden (Figur 31 och 33). PFOS har vid flera tillfällen uppmätts i halter under gränsvärdet, men de senaste fyra åren, samtliga efter åtgärd, på en nivå som innebär att god kemisk status inte uppnås (Figur 32). Halterna av PCB låg samtliga år med god marginal under gränsvärdet och bedöms ha god ekologisk status.

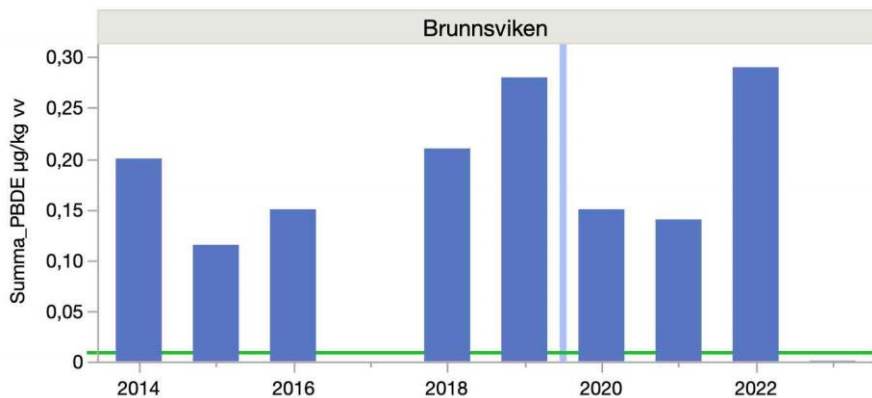
Inga statistiskt signifikanta samband kunde beläggas mellan halter av miljögifter i fisk respektive totalfosfor eller klorofyll i ytvatten.



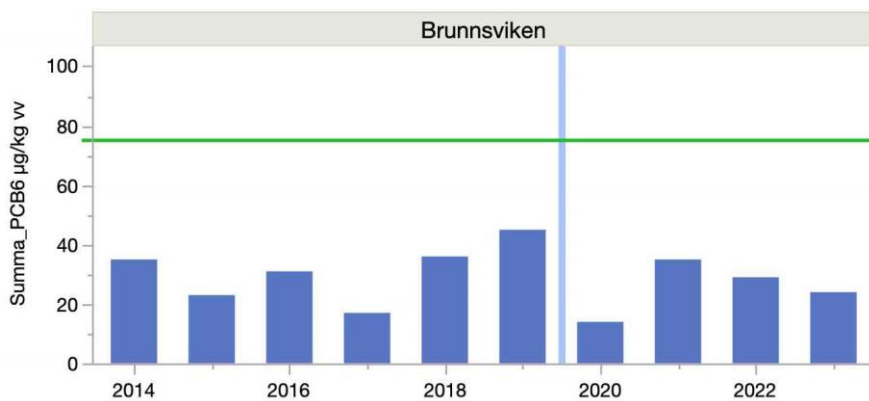
Figur 31. Kvicksilver (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Brunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 32. PFOS (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Brunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 33. Summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Brunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.

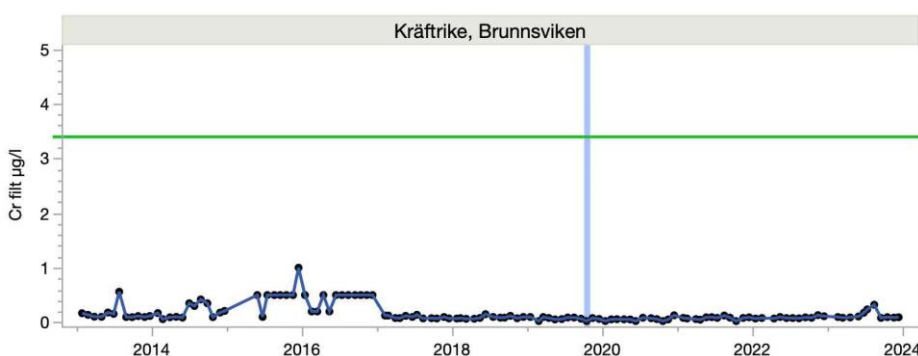


Figur 34. Summa PCB-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Brunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status indikeras av grönt streck.

Metaller i vatten

Halter av metaller i kategorierna särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och prioriterade ämnen visas nedan per undersökningsår tillsammans med gränsvärden för god ekologisk respektive kemisk status (Figur 35-40). Gemensamt är att miljögiftshalterna inte uppvisar något tydligt mönster över tid, och med undantag för möjligen zink och bly inte heller någon koppling till tidpunkten för aluminiumbehandling. Zink avviker som den enda metall som överskrider fastställt gränsvärde.

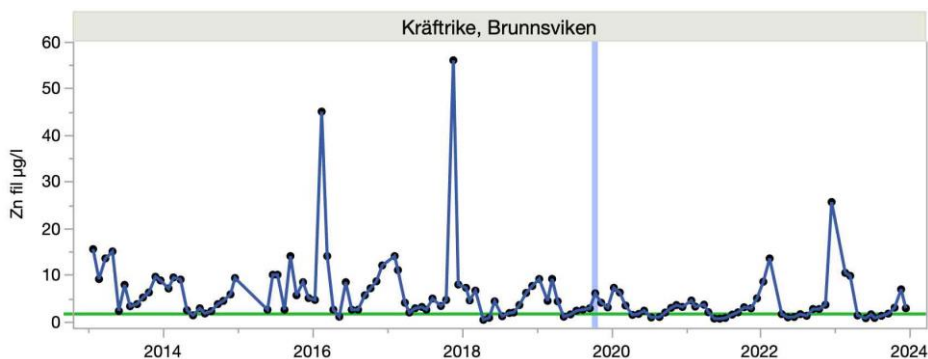
Av de tre metaller som undersökts i gruppen SFÄ uppnådde krom och koppar med god marginal god ekologisk status samtliga år, medan zink genomgående låg över gränsvärdet och bedömdes ha måttlig status (Figur 35-37). Kromhalterna har genomgående varit mycket låga sedan 2017. För koppar var halterna något lägre än vanligt året efter aluminiumbehandling (2020), och ovanligt höga år 2023. Zink uppmättes i mestadels låga halter under två års tid efter aluminiumbehandling (2020-2021), men har därefter åter registrerats i tidvis höga halter.



Figur 35. Krom (filtrerad, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status (3,4 µg/l) indikeras av grönt streck.

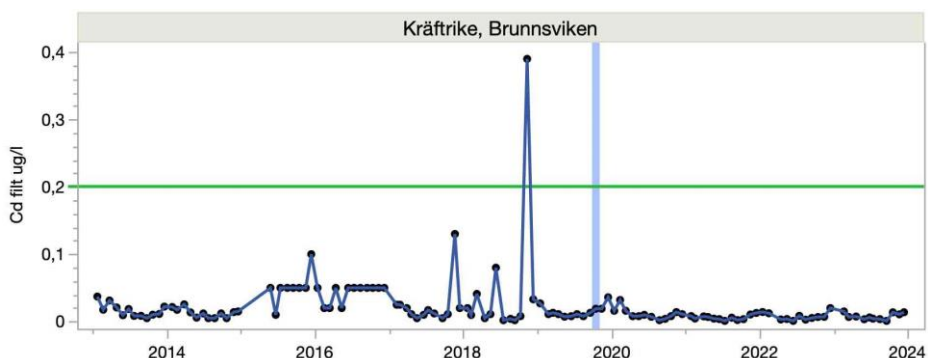


Figur 36. Koppars (biotillgänglig, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status (0,87 µg/l) indikeras av grönt streck.

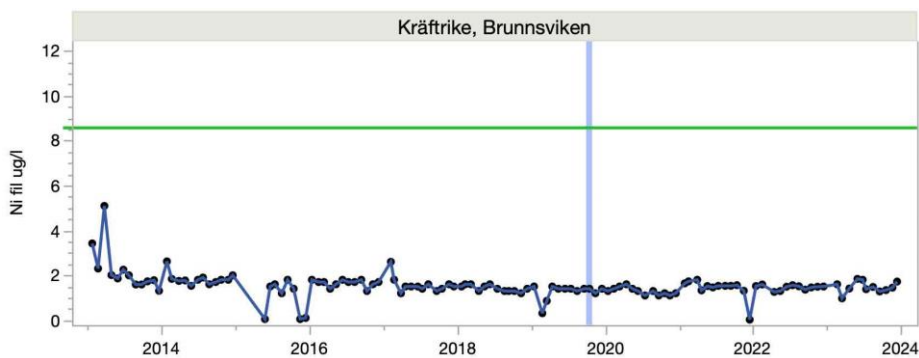


Figur 37. Zink (filtrerad, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status (1,1 µg/l) indikeras av grönt streck efter påslag för naturlig bakgrundshalt (0,55 µg/l; Herbert m.fl. 2009, Vattenmyndigheten 2017).

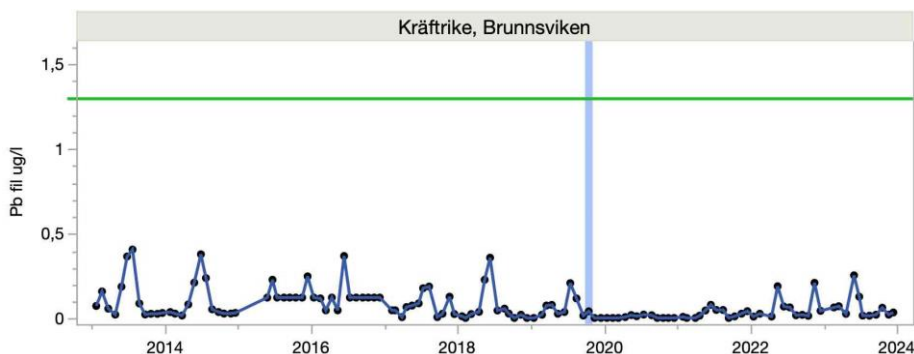
Halterna av kadmium, nickel och bly i kategorin prioriterade ämnen låg med god marginal under beslutade miljö kvalitetsnormer och uppnådde samtliga år god kemisk status (Figur 38-40). Kadmiumhalterna var generellt låga från 2019 och framåt, med undantag för en svag förhöjning kring årsskiftet 2019-2020. Nickelhalterna uppvisar generellt små variationer, både inom och mellan år. För bly var halterna ovanligt låga en längre period efter aluminiumbehandling, år 2020 och huvuddelen av 2021, med flertalet mätdata under rapporteringsgränsen. Därefter har bly åter uppmätts i åtminstone tidvis högre halter.



Figur 38. Kadmium (filtrerad, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (0,2 µg/l) indikeras av grönt streck.



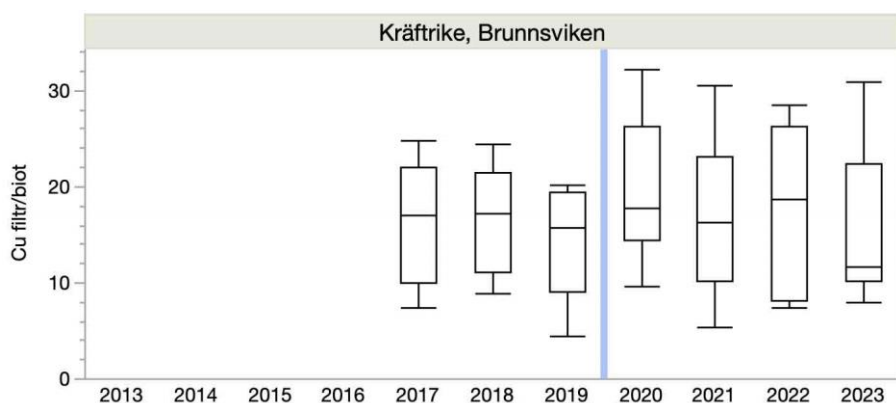
Figur 39. Nickel (filtrerad, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (8,6 µg/l) indikeras av grönt streck.



Figur 40. Bly (filtrerad, µg/l), Brunnsviken, 2013-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (1,3 µg/l) indikeras av grönt streck.

Biotillgänglighet

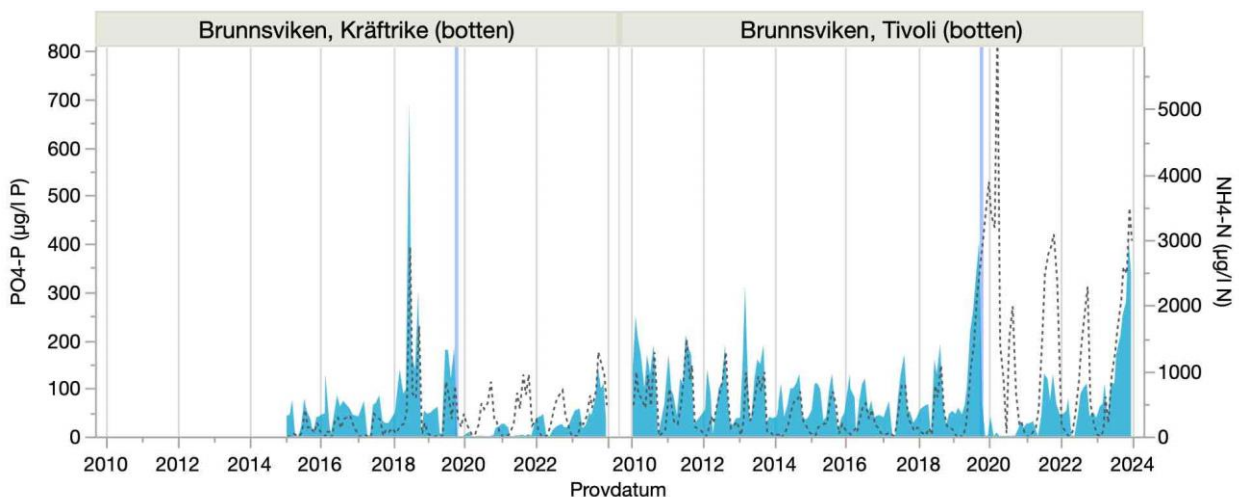
För koppar i vatten baserar sig statusklassificeringen på biotillgänglig halt. Jämförelser av kvoten mellan löst (filtrerad) och biotillgänglig kopparhalt visar på stora inomårsvariationer, men tyder inte på att det skett någon uppenbar förändring i biotillgänglighet över tid (Figur 41). Medianvärdet året 2023 var tydligt lägre än för övriga år, något som kan tolkas som en högre biotillgänglighet för koppar.



Figur 41. Koppar i ytvatten, sett som kvoten mellan filtrerad (löst) och biotillgänglig halt (µg/l), Brunnsviken 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Slutsatser och sammanfattande bedömningar

Aluminiumbehandlingen av Brunnsviken tycks haft avsedd effekt så till vida den tidigare kraftigt förhöjda internbelastningen, med återkommande höga fosfathalter vid bottenarna, reducerades till en nivå nära noll i samband med aluminiumfällningen hösten 2019. Innan åtgärden sågs i vikens bottenvatten ett mönster av samvarierande fosfat- och ammoniumhalter med ackumulerande, höga halter under skiktningssperioderna som följd av mineralisering av organiskt material i sedimenten, och frisättning till vattenmassan (Figur 42). Mätdata visar tydligt att aluminiumbehandlingen inledningsvis bundit den fosfat som annars skulle ha frisatts till bottenvattnet. Data visar vidare att effekten successivt avklingat och att en med tiden allt mindre del av den fosfor som läckt från sedimenten inaktiverats. Ännu år 2023 föreföll åtgärden ha viss effekt på fosforläckaget, men långt ifrån i önskad och förväntad omfattning. Med utgångspunkt i den generella samvariationen mellan fosfat och ammonium förefaller fosforfrisättningen från sediment till vattenmassa varit ovanligt hög i Brunnsvikens norra del (Tivoli) åren kring åtgärd och därefter (2019-2023); detta att döma av de ovanligt höga ammoniumhalter som då uppmättes. De höga halterna kan också vara en effekt av mindre omfattande utpumpning av bottenvatten till Lilla Värtan. Oavsett orsak illustrerar mätdata att aluminiumbehandlingen redan ett par år efter genomförande inte längre förmår binda den fosfor som mineraliserats, och att sedimenten därmed åter bidrar till interngödning av Brunnsviken. Sett ur det perspektivet har åtgärden varit mindre framgångsrik.



Figur 42. Fosfatfosfor (blåmarkerad) och ammoniumkväve (streckad) ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Brunnsviken vid mätstationerna Kräftrike (södra delen) och Tivoli (norra delen), 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck).

En jämförelse av ekologisk status för variabler som speglar näringstillstånd och näringspåverkan visar på överlag positiva förändringar efter aluminiumbehandlingen hösten 2019 (Tabell 3). Det mest påtagliga vid en jämförelse mellan perioden före och efter åtgärd är

att sommarens totalfosforhalter i ytvattnet mer än halverats och därmed gått från dålig till måttlig status. Även kvävehalterna uppvisar en förbättrad status för den varma årstiden. Förbättrade tillstånd ses också för fosfor under vintern, med en utveckling från dålig till otillfredsställande status. Vinterhalterna av löst oorganiskt kväve uppvisar tvärtom en ökning, sannolikt som en effekt av än mer uttalad fosforbegränsning och därmed minskat upptag, något som innebar en försämring till dålig status.

Efter åtgärd ses betydligt lägre klorofyllhalter under sommaren, något som tyder på mindre omfattande algbloomingar. Att så skulle vara fallet har visst stöd i växtplanktonanalys, men dataunderlaget innan åtgärd är knapphändigt och bedömningen något osäker. Vikens fiskssamhälle och bottenfauna uppvisar inga nämnvärda förändringar efter åtgärd, och präglas alltjämt av näringsrika förhållanden samt av syrgasbrist i vikens djupare vattenmassor. Bottenfaunaundersökningar innan åtgärd visar på mycket art- och individfattiga samhällen på Brunnsvikens djupare botten. Att inga djur förekom i de prover som togs år 2020, efter åtgärd, skulle kunna vara resultatet av ovanligt svår syrgasbrist perioden innan eller i samband med provtagning. Mätdata indikerar dock likartade syrgasförhållanden år 2016 och 2020, då prover i båda fall togs under hösten. Det är ändå tänkbart att faunan påverkats negativt till följd av mindre omfattande utpumpning av bottenvatten efter åtgärd, och därmed mindre inflöde av syrerikt vatten till bottenarna. Utfallet kan också vara resultatet av slump. En annan möjlighet är att aluminiumfällningen inverkat negativt på fauna. Att så skulle vara fallet motsägs av att bottenfaunan på de grundare bottenarna (sublitoralen) uppvisar större art- och individrikedom efter åtgärd. Nämnvärt är att sedimentundersökningar visar att Brunnsvikens sediment är laminerade på 10 meters djup (Jonsson 2015). Det visar att sedimenten inte har omblandats under de senaste cirka 100 åren, något som i sin tur visar att bottenbjur under lång tid saknats på dessa bottenar. Det kan tolkas som att Brunnsvikens djupbottenar är naturligt syrgasfattiga, förhållanden som är vanliga i trösklade havsvikar. Lång tids överbelastning av näringsämnen och organiskt material har dock kraftigt förvärrat syrebristen.

Tabell 3. Ekologisk status för övergödningsrelaterade variabler, före respektive efter aluminiumbehandling av Brunnsviken hösten 2020. Statusklass anges med blå=hög status, grön=god status, gul=måttlig status, orange=otillfredsställande status och röd=dålig status.

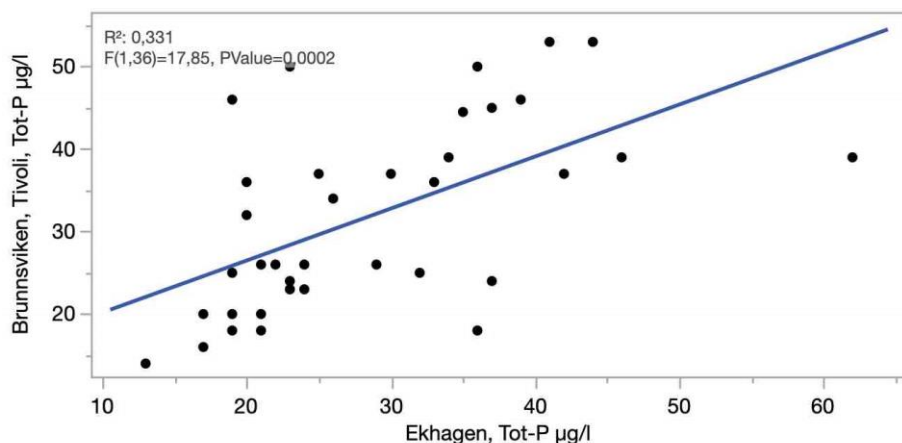
Ekologisk status	Innan åtgärd (2016-2018)	Efter åtgärd (2021-2023)
Totalfosfor sommar		
Totalkväve sommar		
Totalfosfor vinter		
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter		
Totalkväve vinter		
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter		
Växtplankton, klorofyll		
Växtplankton, biovolym		
Bottenfauna, profundal (BQIm)		
Ljuförhållanden (siktdjup)		

Trots simultant avtagande fosfor- och klorofyllhalter kunde inget samband beläggas mellan variablerna, vare sig före eller efter aluminiumbehandling. En tänkbar förklaring är att korrelationsanalysen baserade sig på data från samtliga tillfällen, och inte enbart sommarperioden.

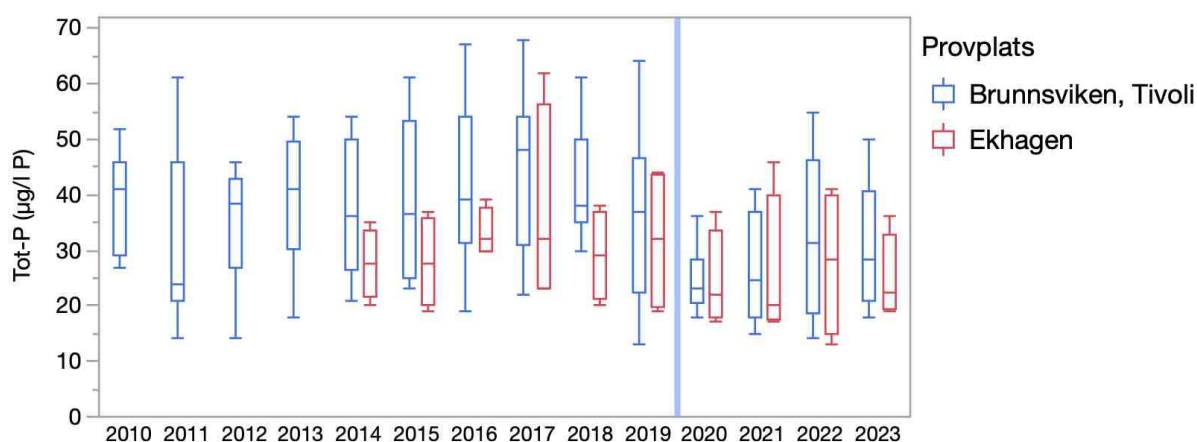
Orsaken till att aluminiumbehandlingen inte givit något varaktigt resultat har inte utretts inom uppdraget. Tänkbara förklaringar kan vara en alltför låg aluminiumdos eller att tillsatsen i vattenmassan, strax under ytan, medfört att fällningen inte blivit kvar på de bottenar som skulle behandlas. En sådan farhåga kan finnas särskilt för de grundare bottenar som valts ut för åtgärd. En uppföljande sedimentundersökning föreslås i syfte att undersöka aluminiumhalter och inbindning av fosfor till aluminium i vikens sediment, och därmed ge kunskap om orsaken till att behandlingen varit mindre lyckad.

Vattenutbytet med Lilla Värtan innebär att Brunnsviken både importerar och exporterar fosfor via Ålkistan. Tidigare utredningar visar att utbytet summerat över året innebär en nettoexport av fosfor till det utanförliggande havsområdet (WRS AB & Naturvatten AB 2016). Mätdata visar att Brunnsviken oftast är stabilt skiktad med kortare perioder av omblandning vår och höst. Till detta kommer episoder av inflödande, saltare vatten från Lilla Värtan till Brunnsvikens djupvatten. Det omfattande utbytet med Värtan har en stark påverkan på förhållandena i Brunnsvikens ytvattenskikt, och rimligen är påverkan och fosforutbytet störst i samband med större vattenståndsförändringar och vindinverkan. Inflödet från Lilla Värtan påverkar initialt fosforhalterna i Brunnsvikens ytvatten, men efter näringsupptag och utsedimentation av växtplankton även stor betydelse för förhållandena i bottenvattnet. Sammantaget innebär detta att Brunnsvikens totalfosforhalter i stor utsträckning styrs av fosforinflödet från Lilla Värtan som genom sin storlek och kontinuerliga påverkan lägger grunden för vikens totalfosforhalter. Totalfosforhalterna i de båda havsområdena uppvisar ett statistiskt säkerställt samband, om än relativt svagt, med stora variationer ($p < 0,001$, $R^2 = 0,3$, Figur 43). Mätdata från det senaste decenniet visar att totalfosforhalterna i Brunnsvikens ytvatten genomgående varit högre än de i Lilla Värtan, och att halterna i de båda havsområdena var ovanligt låga år 2020 och 2021 (Figur 44). En jämförelse pekar också på att skillnaden i medianhalt mellan Brunnsviken och Lilla Värtan var ovanligt liten åtminstone året efter den interna åtgärden (2020). Jämförs treårsmedel i de båda vattenförekomsterna före (2016-2018) och efter (2021-2023) aluminiumbehandling framgår att totalfosforhalterna i Brunnsviken nära halverats sommartid (47%, se avsnittet ovan), men också att halterna i utanförliggande havsområde (station Ekhagen) minskat i nästan lika stor utsträckning (43%). Ett liknande mönster ses för sommarens klorofyllhalter som i båda havsområdena minskade med cirka 35 procent efter åtgärd. Vintertid visar en jämförelse för totalfosfor på en 25-procentig reduktion i Brunnsviken,

men en ökning med 5 procent för Lilla Värtan. Vinterns fosfatfosforhalter minskade för samma period med 35 procent i Brunnsviken, men var oförändrade i Lilla Värtan. En rimlig tolkning av utfallet är att den interna åtgärden varit av mindre betydelse för sommarens övergödningssituation och övergödningseffekter (växtplanktonblomning), men att effekten på vinterns fosforhalter varit stor.



Figur 43. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten i Brunnsvikens norra del (Tivoli) och Lilla Värtan (Ekhagen), 2014-2023.

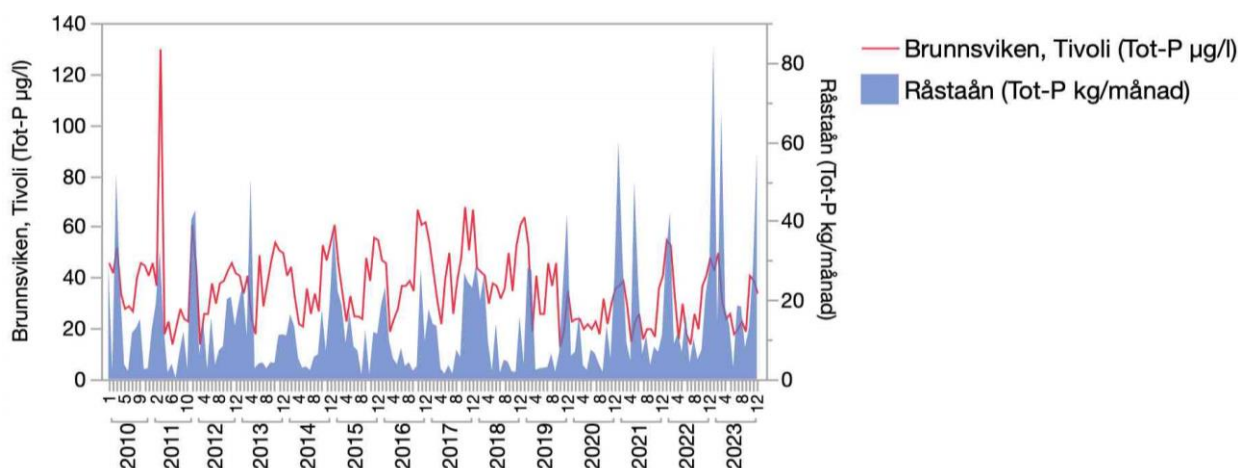


Figur 44. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten i Brunnsvikens norra del (Tivoli) och Lilla Värtan (Ekhagen), 2014-2023.

Från Brunnsvikens tillrinningsområde sker den största fosforpåverkan i samband med hög markavrinning, det vill säga vid kraftigt och/eller långvarigt regn eller snösmältning. Fosforbelastningen via vikens huvudsakliga tillflöde Råstaån är normalt sett störst perioden november-april. De landbaserade fosforkällorna har liksom utbytet med Lilla Värtan en direkt påverkan på Brunnsvikens ytvatten. Beroende på när tillförseln sker kan fosfor tas upp av fotosyntetiserande organismer eller till stor del exporteras till utanförliggande havsområde. Belastningen utgörs av olika fosforformer av vilka fosfat är direkt tillgängligt för upptag av vattenväxter, alger och plankton. Andra fosforfraktioner blir växttillgängliga först med tiden, och ytterligare andra är inerta och kommer överhuvudtaget inte att bidra till övergödningen av havsviken.

Fosforbelastningen via Råstaån samvarierar i viss mån med fosforhalterna i vikens ytvatten (Figur 45). Sambandet är inte statistiskt signifikant.

Att förhöjd extern påverkan, via utbytet över Ålkistan och/eller via Råstaån, skulle vara den huvudsakliga förklaringen till att Brunnsviken redan i ett kort tidsperspektiv uppvisar en återgång till en situation av interngödning förefaller mindre troligt.



Figur 45. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten i Brunnsvikens norra del (Tivoli) och totalfosforbelastning (kg/månad) via Råstaån, 2010-2023.

Djurgårdsbrunnsviken

Allmän beskrivning

Djurgårdsbrunnsviken är belägen i centrala Stockholm och utgör en del av kustvattenförekomsten Strömmen (MS_CD: WA79755821).

Djurgårdsbrunnsviken avgränsas åt väster vid Djurgårdsbron och står åt öster i förbindelse med Lilla Värtan, via den drygt kilometerlånga Djurgårdsbrunnskanalen. Viken omfattar 38 hektar och har ett medel- och maxdjup på 2,5 m respektive 9 m. Djurgårdsbrunnsviken volym uppgår till 1,56 Mm³ och vattenomsättningen är okänd till följd av utbytet med angränsande kustvatten.

Beslutade miljö kvalitetsnormer för Strömmen gäller även Djurgårdsbrunnsviken. Vattenförekomsten omfattas av undantag från kravet att nå god ekologisk status, dock enbart kopplat till fysisk påverkan från hamnanläggning för sjöfart. I övrigt gäller god ekologisk status med tidsfrist till 2039 för näringsämnen och växtplankton, samt god kemisk

status med tidsfrist till 2027 för ett antal prioriterade ämnen. Enligt Vattenmyndighetens senaste bedömning har Strömmen otillfredsställande ekologisk status och uppnår ej god kemisk status, även utan hänsyn till kvicksilver och PBDE (förvaltningscykel 3, 2017-2021, källa: VISS). Djurgårdsbrunnsvikens miljö kvalitet övervakas huvudsakligen via mätstationen Djurgårdsbrunnsv, Tvärs Sirishof. Miljöövervakning sker även vid mätstationerna Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnbron.

Aluminiumbehandling

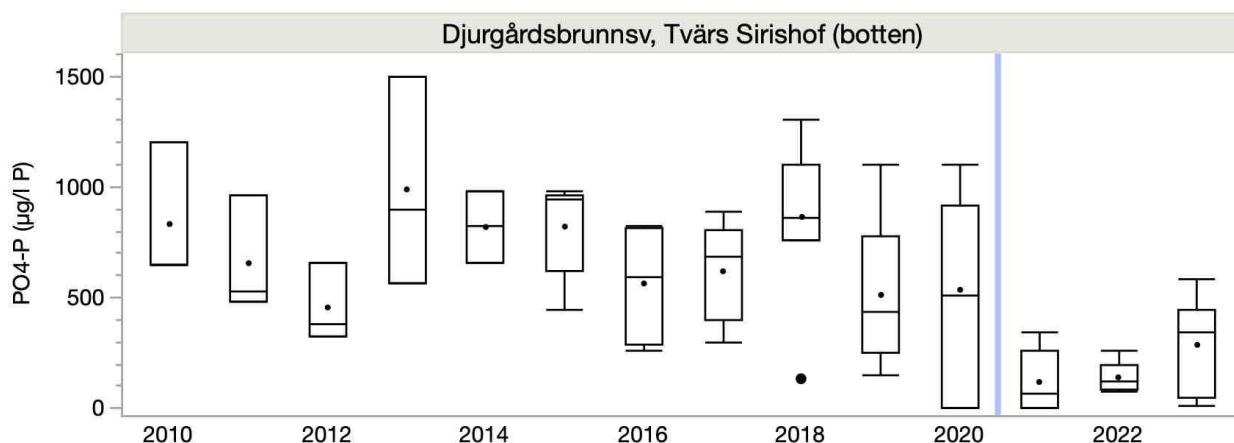
Djurgårdsbrunnsviken aluminiumbehandlades med start 21 september och avslut 1 oktober 2020. Åtgärden utfördes med Vattenresurs Sverige AB som entreprenör och Stockholms stad som beställare. Åtgärden finansierades av Exploateringskontoret, Stockholms Stad via CM-stöd.

Åtgärden utfördes genom fällning i vattenfas med polyaluminiumkloridlösning av typen Ekoflock 50-100 och omfattade bottendjup från 4 meter och sammantaget 17,5 ha. Behandlingen utfördes i enlighet med rekommendationer i utredning av vikens läckagebenägna fosforformer, med aluminiumdoser i intervallet 60-160 g/m² efter indelning i tre zoner (Huser 2019). De högre doserna 100 och 160 g/m² tillsattes över ytor från 6-7 m djup (2,9 ha) respektive på djup större än 7 m (1,8 ha). och högre doser på större djup. Den totala mängden tillsatt aluminium uppgick enligt entreprenören till 13,5 ton. För kartmaterial som visar åtgärdens omfattning, se Bilaga 2.

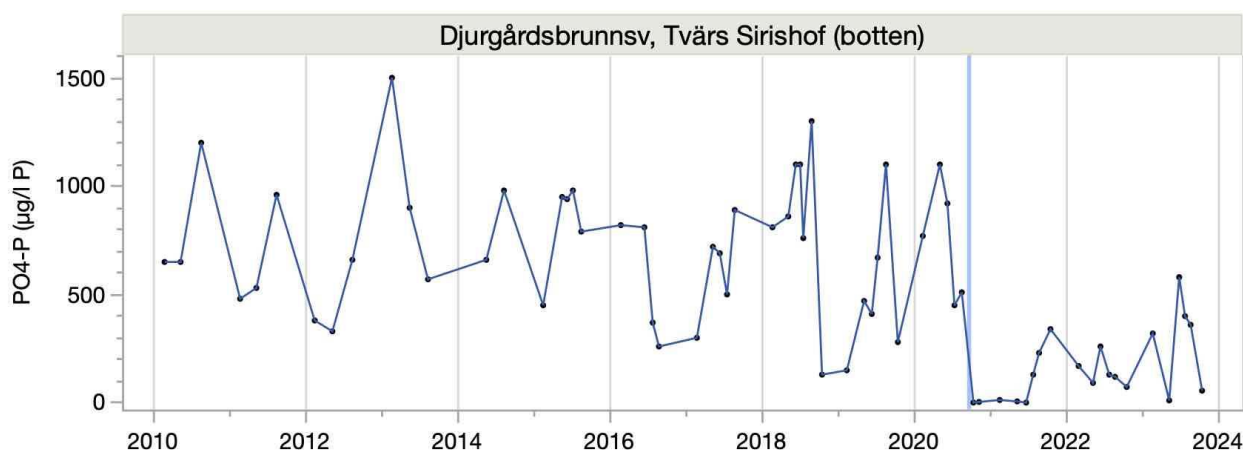
Fosfor

Fosfatfosfor i botten vatten

I samband med aluminiumbehandlingen hösten 2020 sjönk de tidigare mycket höga halterna av fosfatfosfor i Djurgårdsbrunnsvikens botten vatten tydligt och kraftigt till en nivå nära noll (Figur 46 och 47). Halterna förblev mycket låga fram till juli året därpå då de steg tydligt och följdes av successivt stegrande halter i augusti och oktober. Fosfathalterna i vikens botten vatten har därefter varit låga då viken varit omblandad, och höga (ca 300-600 µg/l) i samband med skiktning. Mätdata visar att en omfattande fosforfrisättning fortfarande sker från sediment till vattenmassa, men inte i samma utsträckning som innan åtgärden.

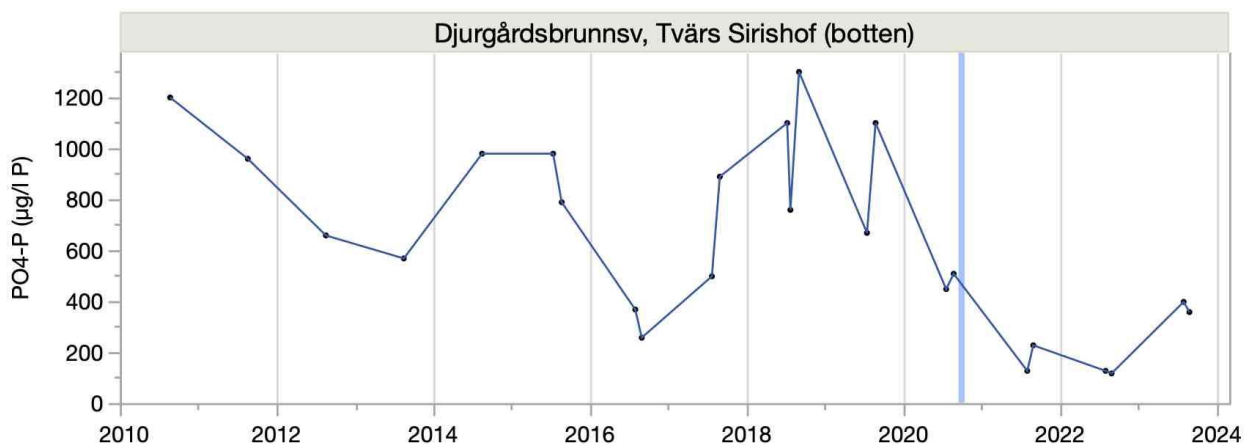


Figur 46. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

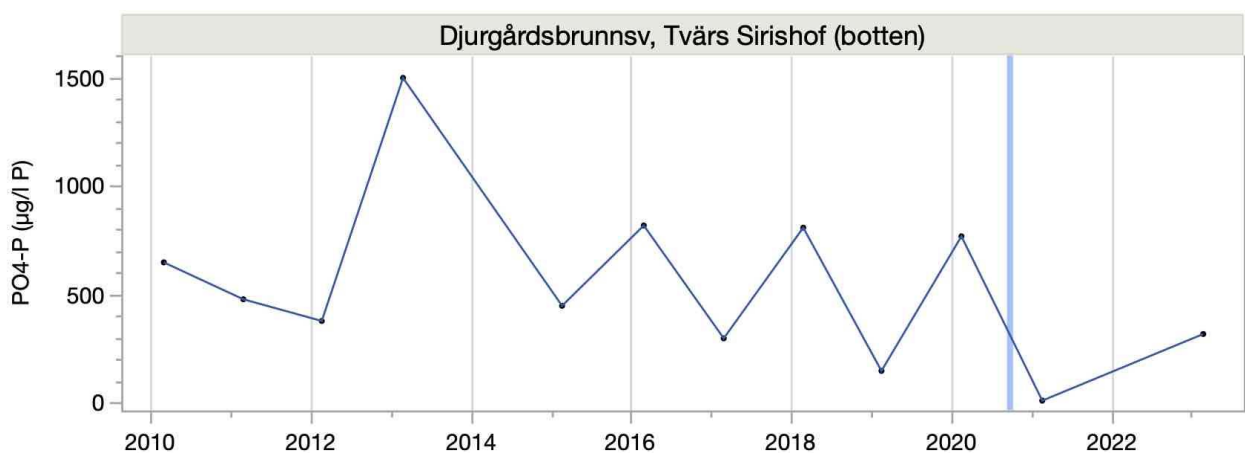


Figur 47. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

Uppbrutet på årstid framgår tydligare att mycket höga fosfathalter uppmättes vid bottenarna innan åtgärd, såväl sommar som vinter, men med de allra högsta och mest frekvent höga halterna under den varma årstiden (Figur 48 och 49). Bottenvattenhalterna var låga i februari 2021, efter aluminiumbehandling, men tydligt förhöjda redan under sommaren samma år.



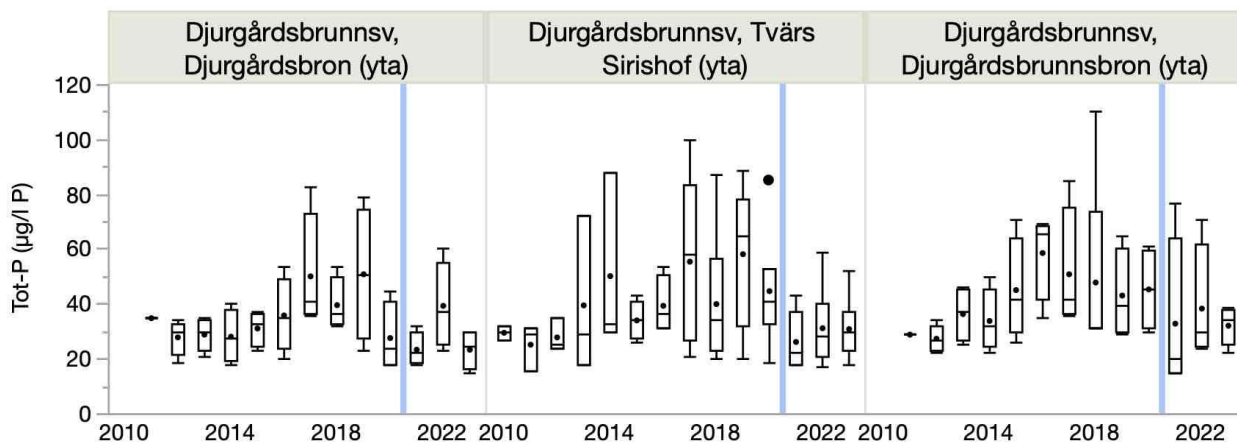
Figur 48. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under sommaren (juli-aug), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).



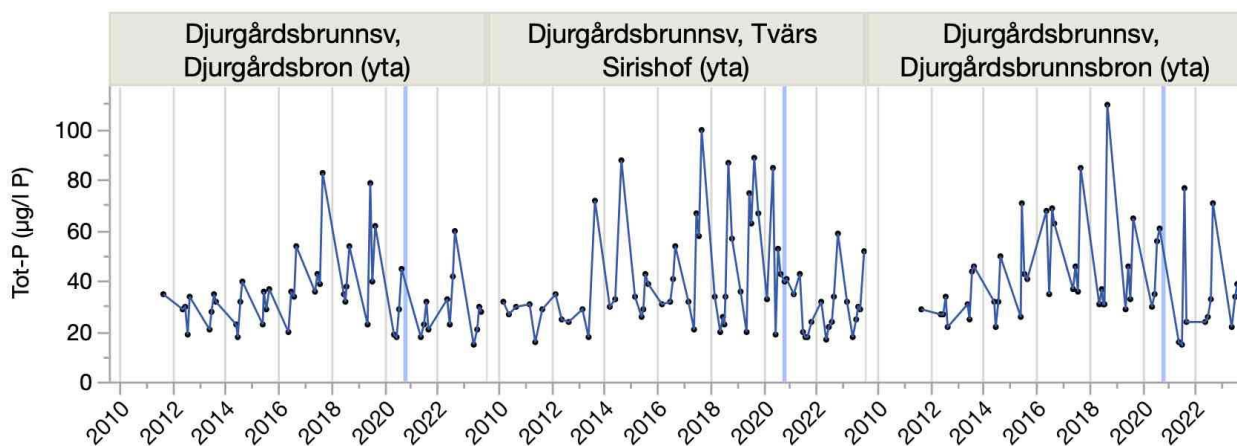
Figur 49. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under vintern (feb), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

Totalfosfor i ytvatten

Efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 var årsmedelhalterna av totalfosfor i Djurgårdsbrunnsvikens ytvatten generellt lägre än treårsperioden innan åtgärd (2017-2019), med haltminskningar kring 40 procent (Figur 50 och 51). En reduktion i samma storleksordning ses även vid mätstation Djurgårdsbron, medan halterna vid stationen Djurgårdsbrunnsviken avtog något mindre, med cirka en tredjedel.



Figur 50. Totalfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

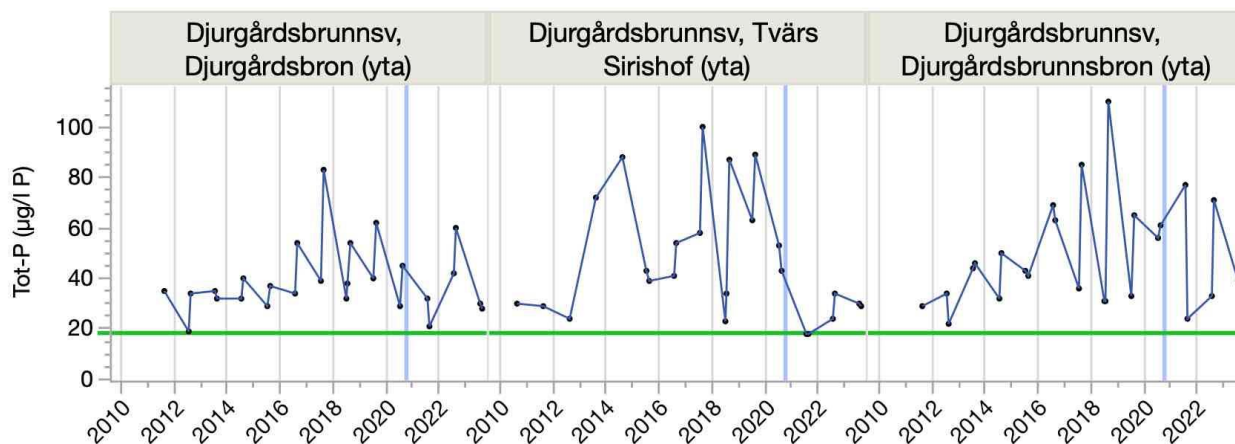


Figur 51. Totalfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

Uppbrutet på årstid ses för den statusgrundande sommarperioden stora variationer men kraftigt reducerade totalfosforhalter i ytvattnet efter åtgärd med haltminskningar på 60 procent i Djurgårdsbrunnsviken (Figur 52). Även de två närliggande mätstationerna vid broarna i vikens mynningar uppvisade ett förbättrat tillstånd, men med betydligt mindre omfattande haltreduktioner (20-30 %). Förändringen innebär att Djurgårdsbrunnsviken gått från ett läge med totalfosforhalter högt över gränsen för dåligt status ($68 \mu\text{g/l}$ 2017-2019), till en medelhalt motsvarande otillfredsställande status, på gränsen mot måttlig status ($26 \mu\text{g/l}$ 2021-2023). Djurgårdsbron låg precis under gränsen för dålig status, och halterna vid Djurgårdsbrunnsvbron ännu högt över denna klassgräns. Data för perioden innan aluminiumbehandling pekar på en utveckling mot allt högre fosforhalter i ytvattnet under sommaren vid stationerna i vikens mynningar. Tendensen tycks inte vara riktigt den samma för Djurgårdsbrunnsviken, och det är möjligt att fosforpåverkan via

angränsande vattenområden – åt väster från övriga delar av Strömmen, åt öster från Lilla Värtan – genom åren blivit alltmer omfattande.

Vintertiddata visar på ett oförändrat tillstånd efter åtgärd, med låg variation och fosforhalter motsvarande måttlig ekologisk status (33 µg/l 2021-2023 Figur 53). Data saknas för stationerna vid broarna.

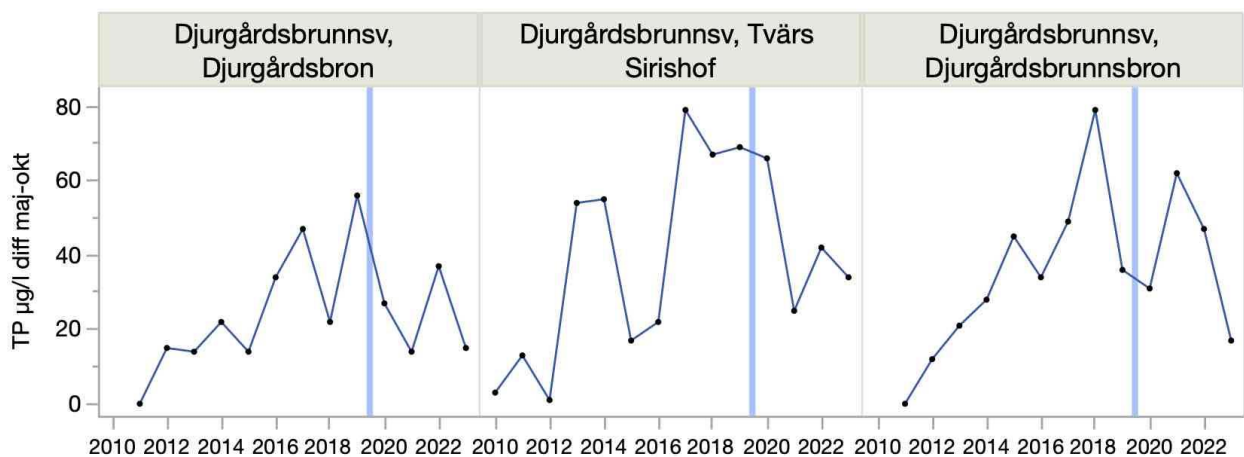


Figur 52. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten under sommaren (juli-aug), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnnsbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.



Figur 53. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten under vintern (feb), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

Totalfosforhalternas förändring i ytvattnet från maj till september kan tyda på en alltmer uttalad påverkan via internbelastning, i synnerhet för stationen mot Djurgårdsbrunnskanalen (Figur 54). Samma typ av utveckling ses även för Djurgårdsbrunnsviken och stationen vid Djurgårdsbron. Förändringen tycks framförallt ha ägt rum perioden innan åtgärd.



Figur 54. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten visas som differensen mellan halter i maj och oktober, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

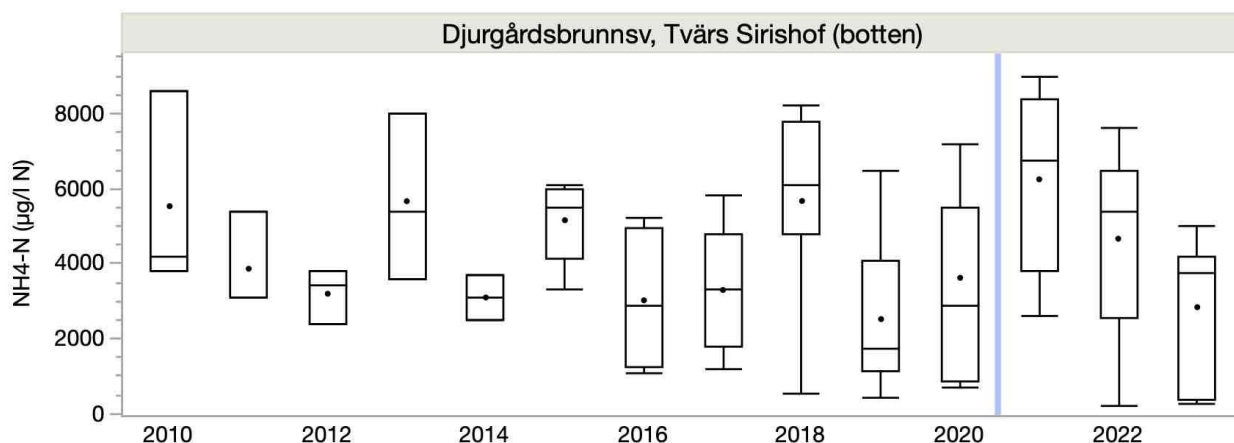
Fosfatfosfor i ytvatten

Statusklassificering för fosfatfosfor (DIP) baseras för kustvatten på ytvattenhalter under vintern (dec-feb). En jämförelse av treårsmedelvärden visar på en haltreduktion motsvarande 10 procent efter åtgärd. Den lilla förändringen innebär att Djurgårdsbrunnsviken gått från ett läge med fosfatfosforhalter motsvarande dålig status ($26 \mu\text{g/l}$ 2017-2019), till en medelhalt motsvarande otillfredsställande status ($24 \mu\text{g/l}$ 2021-2023), dock precis på gränsen mot dålig status.

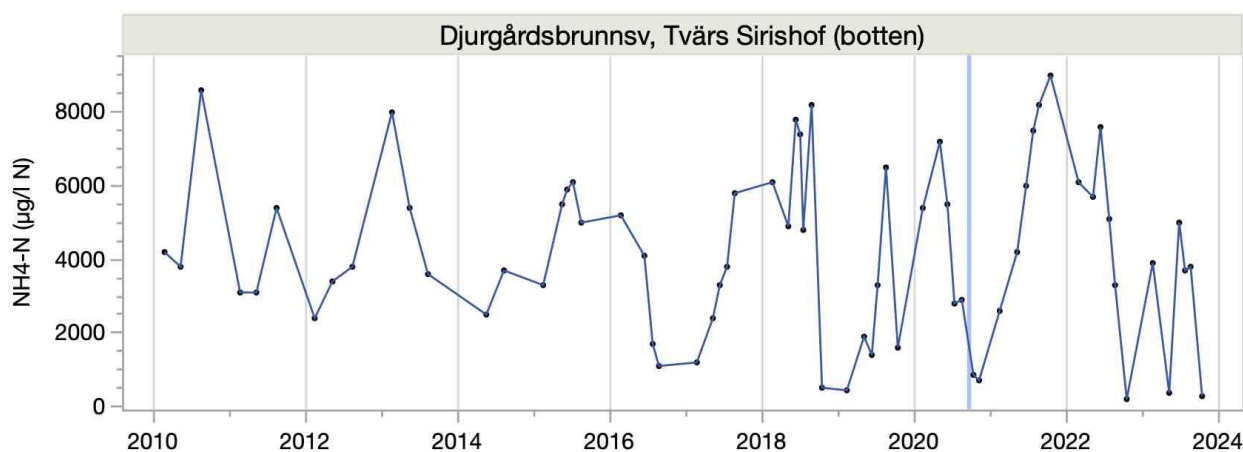
Kväve

Ammonium i bottenvatten

Ingen tydlig effekt ses på ammoniumkvävehalterna i bottenvattnet efter aluminiumbehandlingen, hösten 2020 (Figur 55 och 56). Halterna minskade kraftigt samband med åtgärden, något som kan vara en effekt av uppbruten skiktning. Därefter ses samma mönster som innan behandlingen, men stora variationer och höga halter vid stagnation.



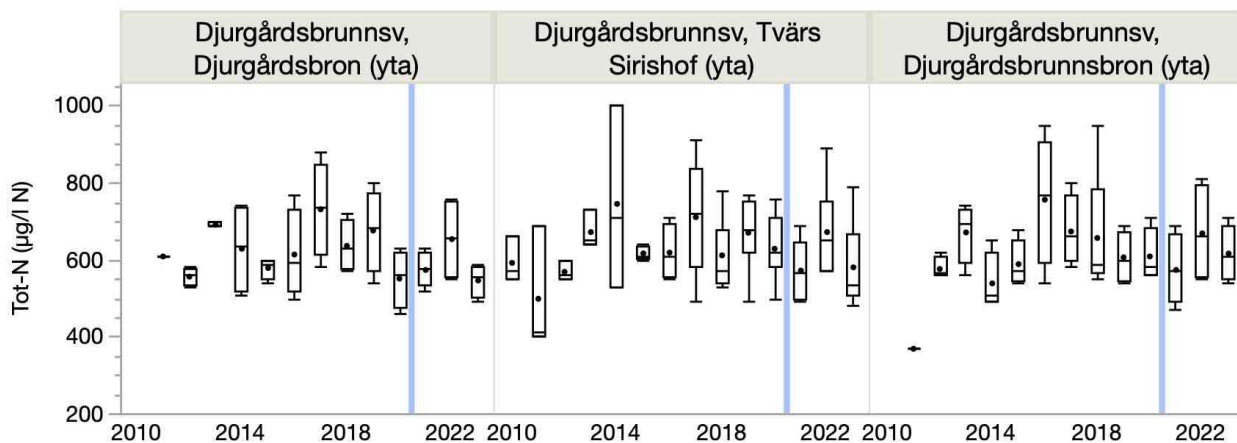
Figur 55. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l N}$) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 56. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l N}$) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

Totalkväve i ytvatten

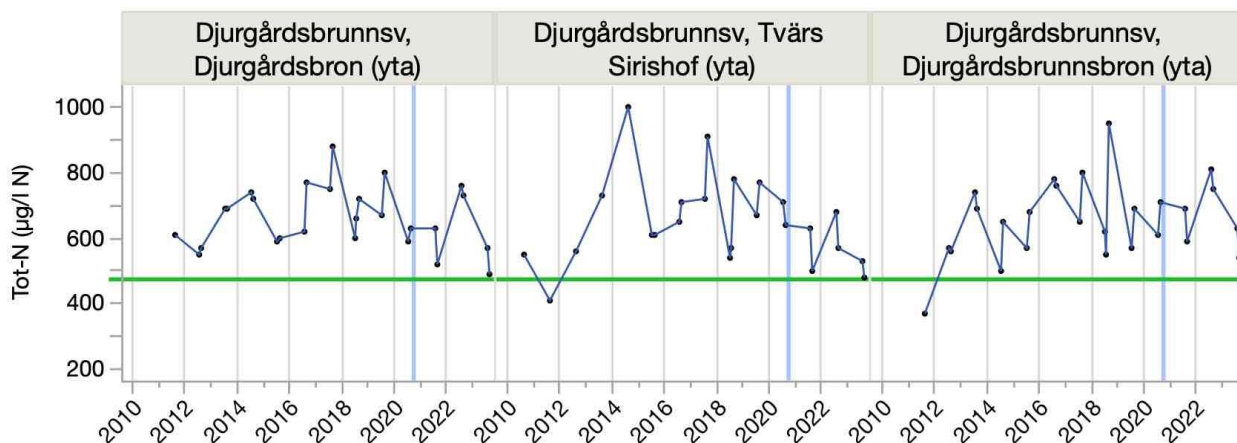
Ingen tydlig effekt ses på totalkvävehalterna i ytvattnet efter aluminiumbehandlingen hösten 2020, vare sig i Djurgårdsbrunnsviken eller vid stationerna vid broarna (Figur 57).



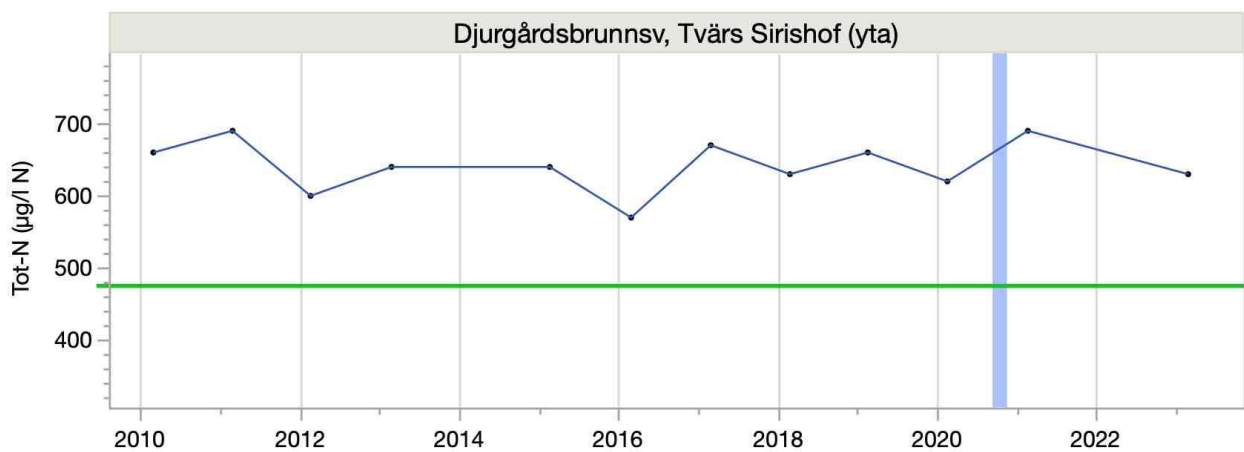
Figur 57. Totalkväve ($\mu\text{g/l N}$) i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

För den statusgrundande sommarperioden visar totalkväve i likhet med fosfor på stora variationer, men betydligt mindre haltreduktioner i ytvattnet efter åtgärd, kring 30 procent i Djurgårdsbrunnsviken (Figur 58). Även stationen vid Djurgårdsbron uppvisade ett förbättrat tillstånd, men med än mindre reduktioner (ca 15 %). För stationen vid Djurgårdsbrunnsvbron ses ingen skillnad. Förändringarna till trots ligger samtliga stationer kvar på en nivå motsvarande måttlig ekologisk status, i Djurgårdsbrunnsviken relativt nära gränsen mot god status.

Vintertid tycks läget detsamma som innan åtgärd med totalkvävehalter motsvarande otillfredsställande status (Figur 59).



Figur 58. Totalkväve ($\mu\text{g/l N}$) i ytvatten under sommaren (juli-aug), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.



Figur 59. Totalkväve (µg/l) i ytvatten under vintern (feb), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnnsbron, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

Ammoniak i ytvatten

Dataunderlag saknas för beräkning av ammoniakkväve och redovisning av denna variabel utgår därför.

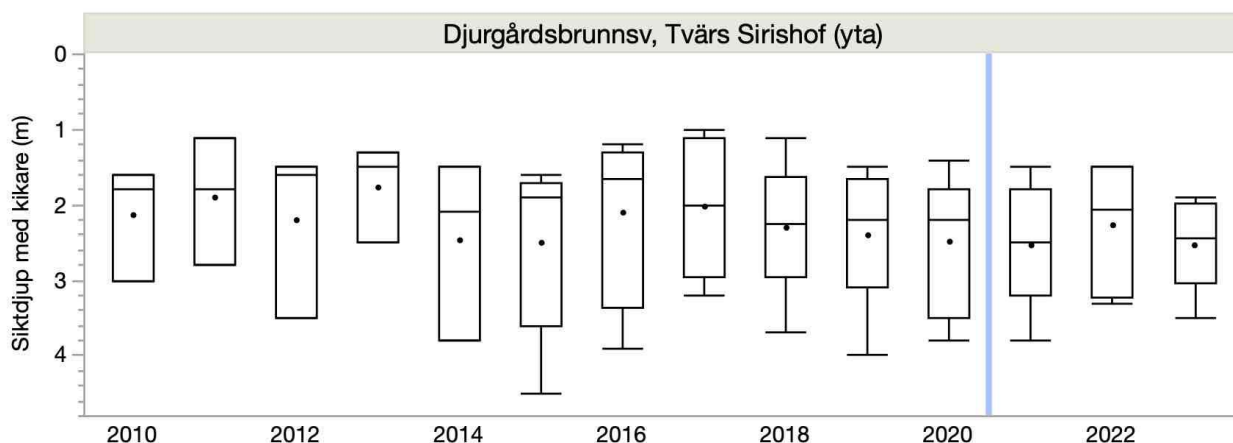
Löst oorganiskt kväve i ytvatten

Statusklassificering för löst oorganiskt kväve (DIN) baseras för kustvatten på ytvattenhalter under vintern (dec-feb). En jämförelse av treårsmedelvärden visar på oförändrade halter, i båda fall motsvarande måttlig ekologisk status.

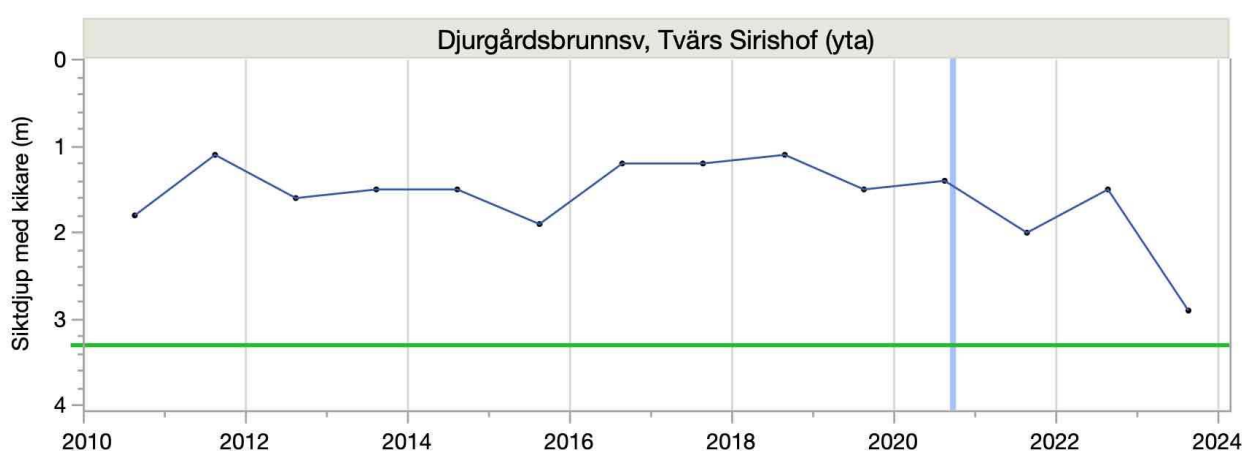
Ljusförhållanden

Djurgårdsbrunnsvikens ljusförhållanden, mätt som siktdjup, visar inte någon uppenbar skillnad perioden före och efter aluminiumbehandlingen 2020 (Figur 60). Då enbart data för den statusgrundande sommarperioden betraktas ses ett ovanligt stort siktdjup i juni året efter åtgärd, men därefter en återgång till i princip samma läge som tidigare (Figur 61). Siktdjupet sommartid har vid samtliga tillfällen legat på en nivå sämre än gränsvärdet för god status, och motsvarade otillfredsställande status sett som treårsmedelvärden både före och efter behandling.

Siktdjupet påverkas bland annat av mängden partiklar i vattnet samt av vattenfärgen, något som kan analyseras som grumlighet/turbiditet respektive absorbans. Dessa variabler har endast analyserats perioden efter aluminiumbehandling, något som i det här sammanhanget gör en redovisning irrelevant.



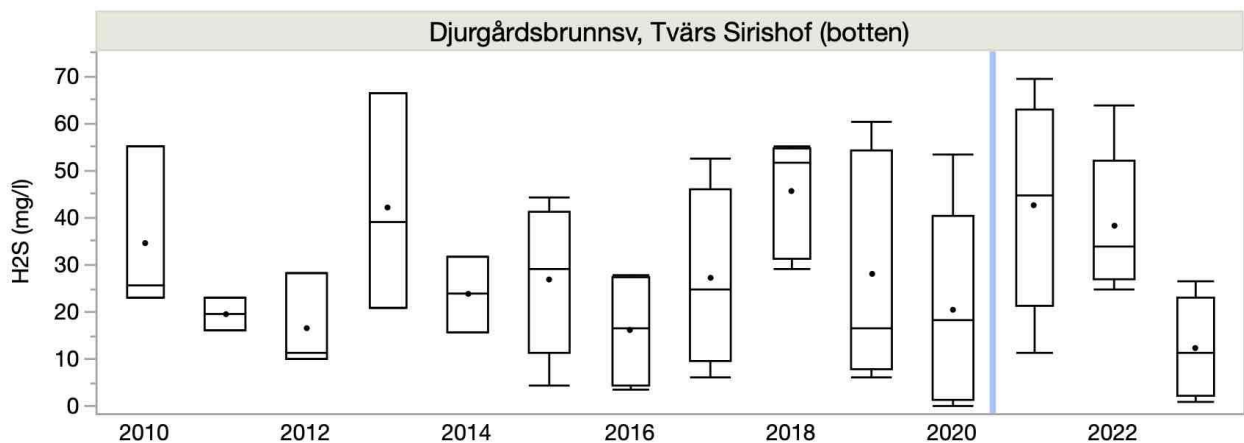
Figur 60. Siktdjup (m), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 61. Siktdjup (m) under sommaren (juli-augusti), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Syrgasförhållanden

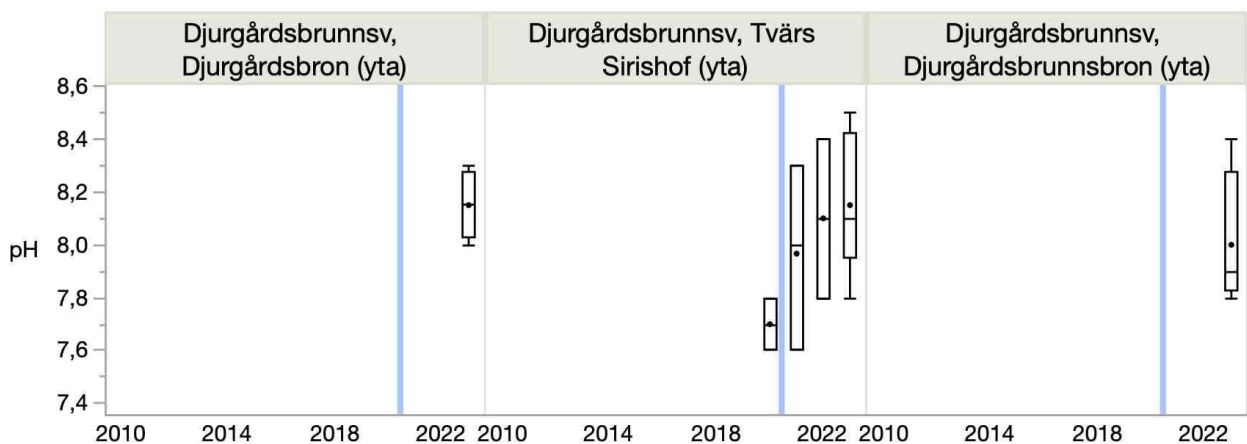
Uppgifter om syrgashalter i Djurgårdsbrunnsvikens bottenvatten saknas, undantaget fyra provtagningstillfällen. Svavelväte bildas under syrgasfria förhållanden och har registrerats i vikens bottenvatten samtliga år, något som innebär att syrgashalterna vid samma tillfällen rimligen varit noll (Figur 62). Svavelväte har regelmässigt uppmätts i höga halter och stora variationer, och ingen skillnad ses vid en jämförelse före respektive efter aluminiumbehandling.



Figur 62. Svavelväte (mg/l) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Surhet

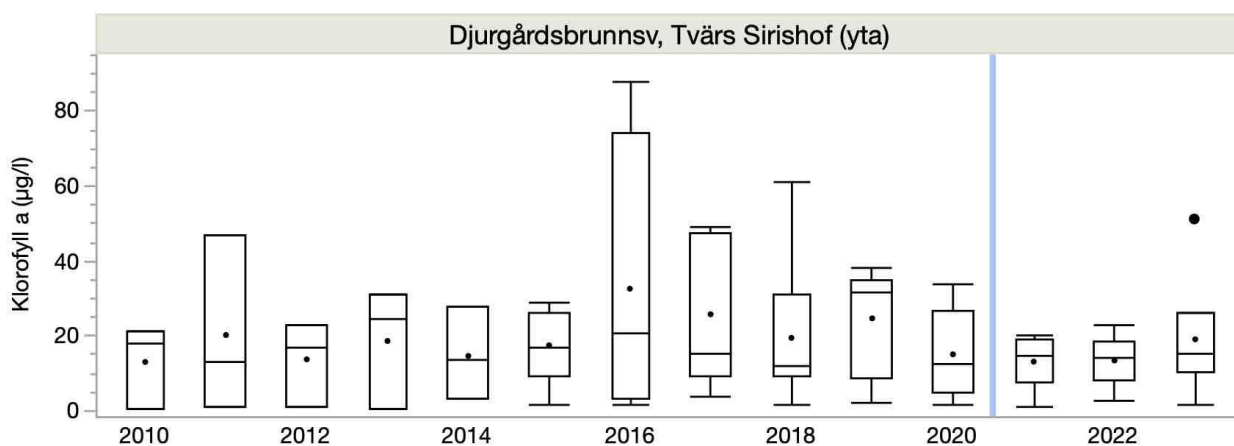
Vattnets surhet mäts vanligen som pH-värde och påverkas av tillrinnande vatten samt av växtplanktonblomningar och annan fotosyntesaktivitet. Variabeln har endast analyserats ett fåtal år och underlaget är för litet för att dra några slutsatser om tillstånd och förändringar. Sett till året omedelbart före och åren efter åtgärd var pH-värdet i medeltal tydligt högre efter behandling (Figur 63).



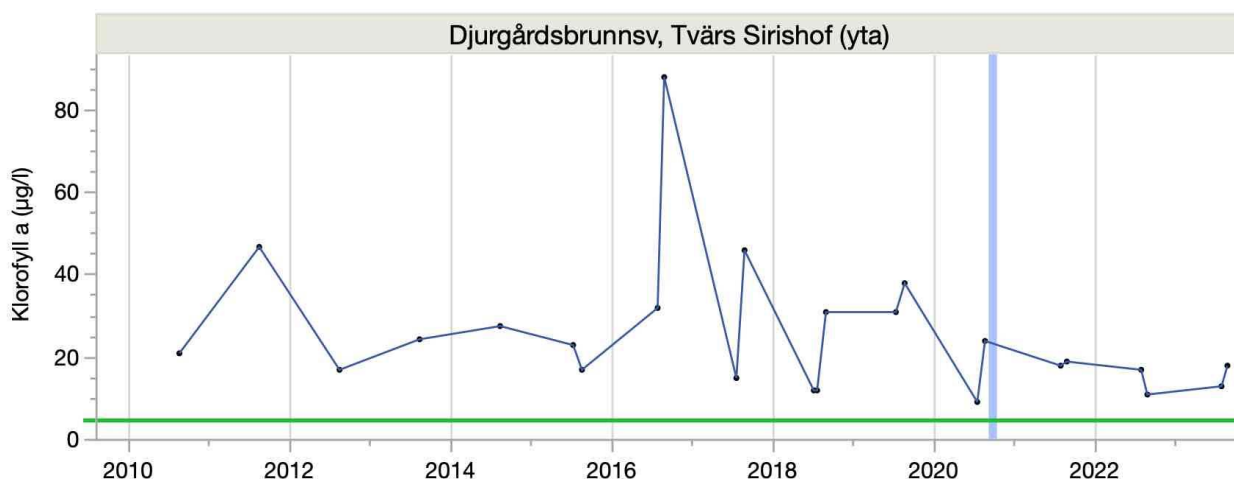
Figur 63. Surhet mätt som pH-värde i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron och Djurgårdsbrunnsviken, 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Växtplankton

Klorofyll a ger ett ungefärligt mått på mängden växtplankton och analyserades i Djurgårdsbrunnsviken vanligen i februari, maj-augusti samt oktober. Mellanårsvariationerna i klorofyllhalt generellt stora, men något mindre efter åtgärd hösten 2020 (Figur 64). Om enbart data för den statusgrundande sommarperioden (juli-augusti) betraktas framgår att halterna vid samtliga tillfällen legat över gränsvärdet för god status (Figur 65). Sett till statusgrundande treårsmedelvärden minskade klorofyllhalterna i Djurgårdsbrunnsviken med cirka 40 procent. Den mycket höga halt som uppmättes sommaren 2016 får stort genomslag i beräkningen. Förändringen innebär att Djurgårdsbrunnsviken gått från ett läge med klorofyllhalter högt över gränsen för dålig status ($28 \mu\text{g/l}$ 2017-2019), till halter motsvarande otillfredsställande status ($16 \mu\text{g/l}$ 2021-2023).



Figur 64. Klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 65. Klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Växtplanktonundersökning med analys av totalbiomassa/-volym och fördelning på grupper har utförts en gång per år, i augusti. Dataunderlaget innan åtgärd är knapphändigt och omfattar endast ett år (Figur 66). Stora mellanårsvariationer ses framförallt i planktonsamhällets sammansättning, där cyanobakterier, grönalger respektive kiselalger dominerat efter åtgärd, medan år 2020 uppvisar en mer divers flora. De första tre undersökningsåren låg biomassan på en hög och likartad nivå, motsvarande otillfredsställande status. För år 2023 ses en kraftigt reducerad biomassa, motsvarande god ekologisk status. Ett treårsmedelvärde efter åtgärd (2021-2023) indikerar otillfredsställande status, liksom även biovolymen innan åtgärd.



Figur 66. Växtplanktonbiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2020-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Aluminiumbehandling utfördes sept-nov 2019 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Bottenfauna

Djurgårdsbrunnsvikens bottenfauna har enligt vår kännedom endast undersökts innan åtgärd. Underlag saknas alltså för jämförelser mot perioden efter åtgärd, något som i det här sammanhanget gör en redovisning irrelevant.

Fisk

Djurgårdsbrunnsviken har enligt vår kännedom inte undersökts genom standardiserat provfiske.

Vattenvegetation

Djurgårdsbrunnsvikens vattenvegetation har enligt vår kännedom inte undersökts.

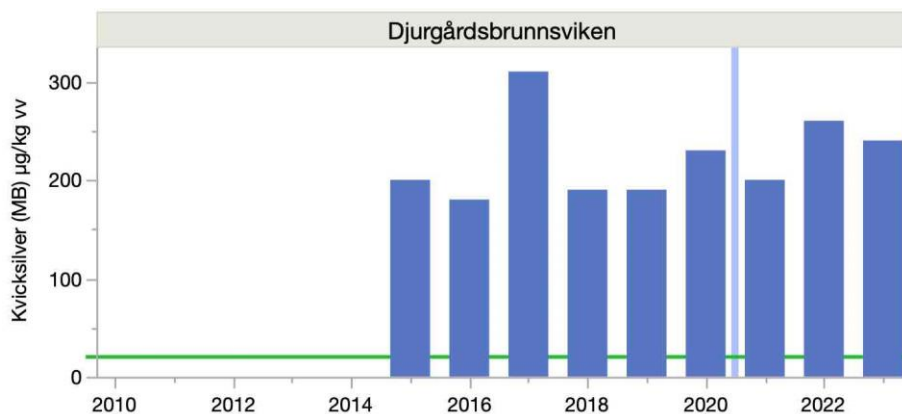
Miljögifter

Miljögifter i fisk

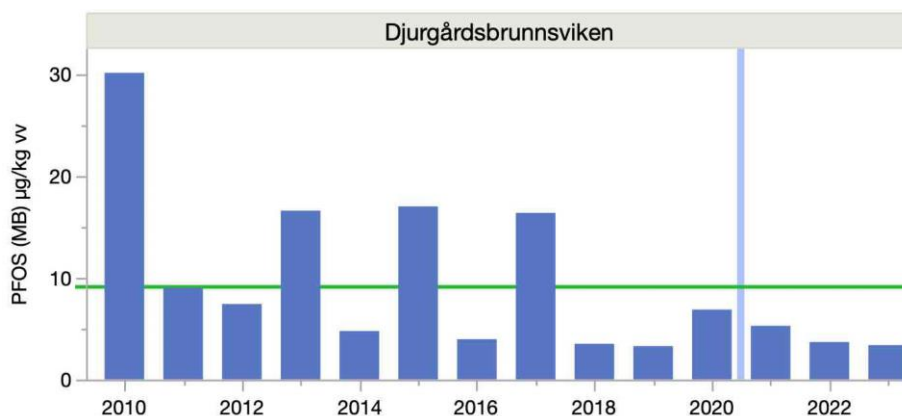
Halter av kvicksilver samt de organiska miljögifterna perfluoroktansulfonsyra (PFOS), polybromerade difenyletrar (PBDE) och polyklorerade bifenyletrar (PCB) i abborre (15-20 cm) visas nedan per undersökningsår samt mot gränsvärden för god status (Figur 67-70). Kviksilver uppmättes genomgående i relativt stabila halter, men för övriga miljögifter ses stora mellanårsvariationer utan tydligt mönster över tid eller mellan ämnen. För PFOS avviker år 2010 med en ovanligt hög halt – nära dubbelt gånger så hög som de näst högsta. PBDE uppvisar högst halter i början av mätperioden och allra lägst året efter åtgärd, 2021. För PCB var halterna högst år 2010 och en bråkdel så höga år 2012 då den lägsta noteringen gjordes.

Kviksilver och PBDE överskrider miljökvalitetsnormerna i samtliga svenska ytvatten till följd av långväga luftburen spridning, och uppmättes i Djurgårdsbrunnsviken i halter som samtliga år lågt högt över beslutade gränsvärden (Figur 67 och 69). PFOS har vid fyra tillfällen uppmätts i halter över gränsvärdet, men låg de närmaste tre åren före och efter åtgärd på en nivå som innebär att god kemisk status uppnås (Figur 68). Halterna av PCB uppvisade mycket stora variationer, men låg samtliga år med god marginal under gränsvärdet och bedöms ha god ekologisk status (Figur 70).

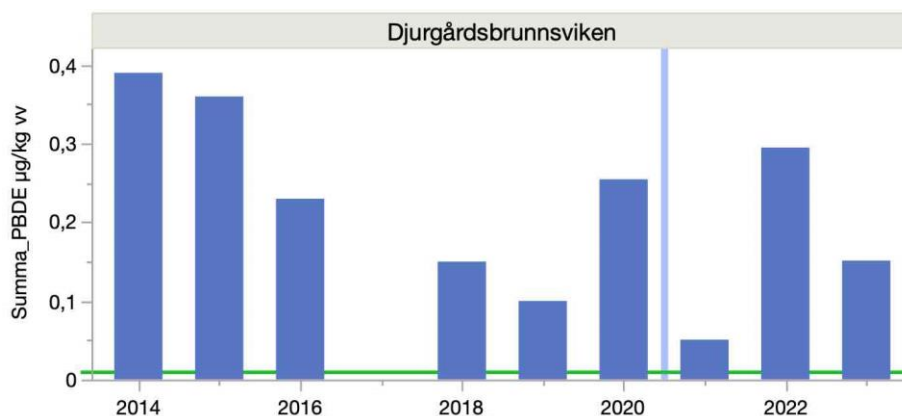
Inga statistiskt signifikanta samband kunde beläggas mellan miljögiftshalter i fisk och totalfosfor eller klorofyll i ytvatten. Tendenser till negativ korrelation finns mellan klorofyll och PCB, något som kan tolkas som att minskad biologisk utspädning ($p < 0,05$, $R^2 = 0,2$; Figur 71).



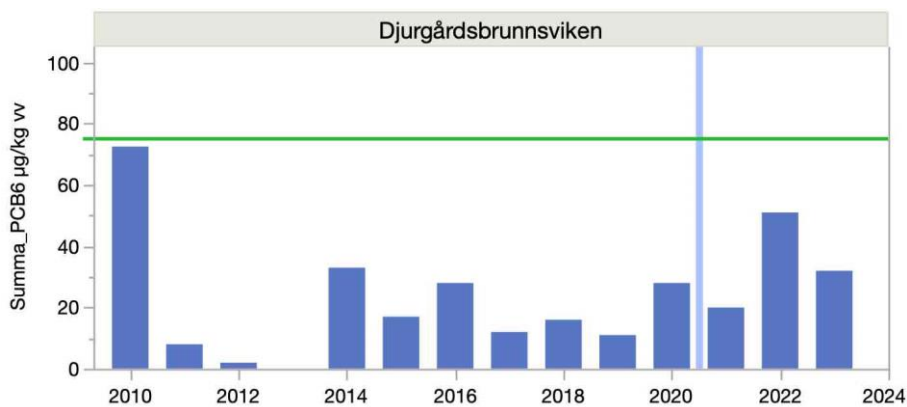
Figur 67. Kvicksilver (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Djurgårdsbrunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



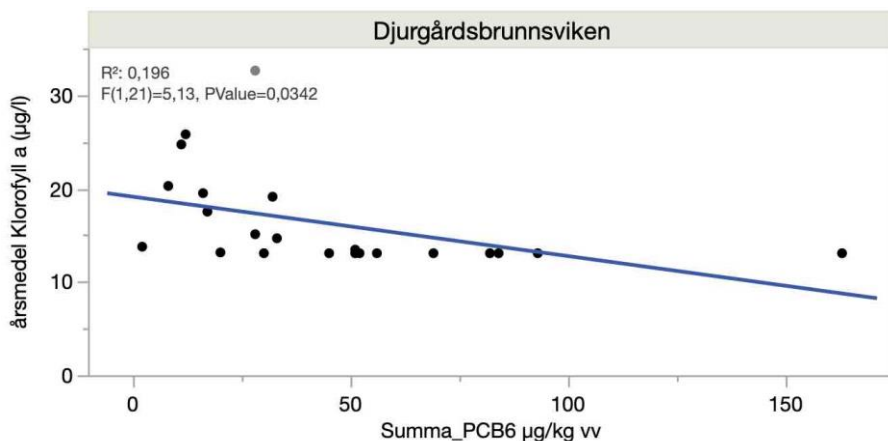
Figur 68. PFOS (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Djurgårdsbrunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 69. Summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Djurgårdsbrunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 70. Summa PCB-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Djurgårdsbrunnsviken, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status indikeras av grönt streck.



Figur 71. Klorofyll i ytvatten (µg/l) och summa PCB-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Djurgårdsbrunnsviken, 2015-2023.

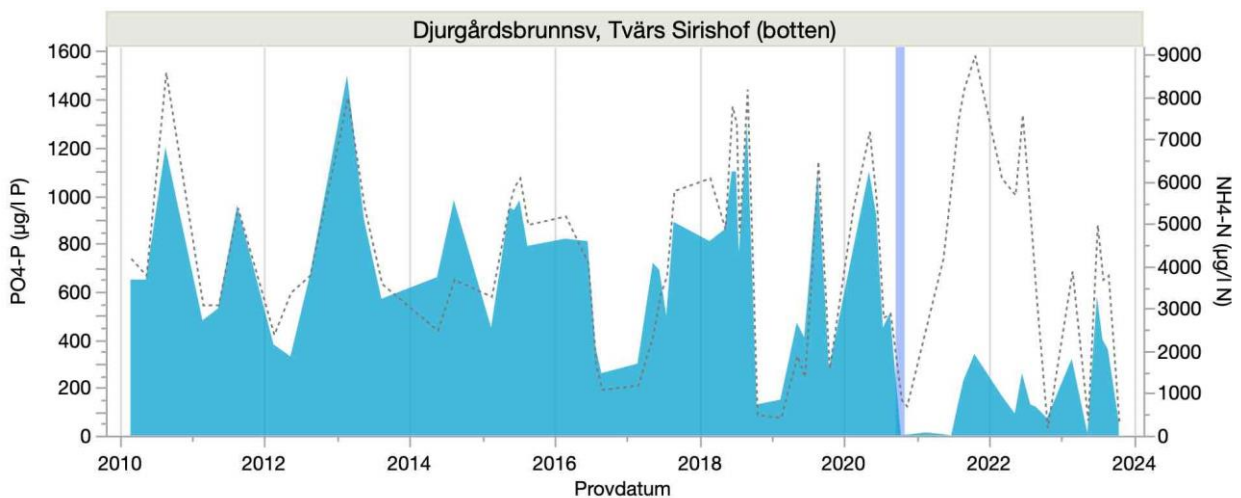
Metaller i vatten

Djurgårdsbrunnsviken har enligt vår kännedom inte undersökts avseende metaller i vatten, åtminstone inte både före och efter aluminiumbehandling hösten 2020.

Slutsatser och sammanfattande bedömningar

Aluminiumbehandlingen av Djurgårdsbrunnsviken tycks av allt att döma haft avsedd effekt så till vida den tidigare mycket kraftigt förhöjda internbelastningen, med återkommande extremhalter fosfat vid bottenarna, reducerats till en nivå nära noll i samband med och ett drygt halvår efter åtgärd. Innan åtgärden sågs i vikens bottenvatten ett mönster av samvarierande fosfat- och ammoniumhalter med ackumulerande, höga halter under skiktningssperioderna som följd av mineralisering av organiskt material i sedimenten och frisättning till vattenmassan (Figur 72). De fortsatt höga ammoniumhalter som uppmätts efter åtgärden visar på en fortsatt frisättning av näring från sjöns sediment. Mätdata illustrerar också

tydligt att aluminiumbehandlingen ett drygt halvår efter åtgärden inte längre förmår binda den fosfor som mineraliserats, och att sedimenten därmed åter bidrar till interngödning av Djurgårdsbrunnsviken. Sett ur det perspektivet tycks åtgärden ha varit mindre framgångsrik.



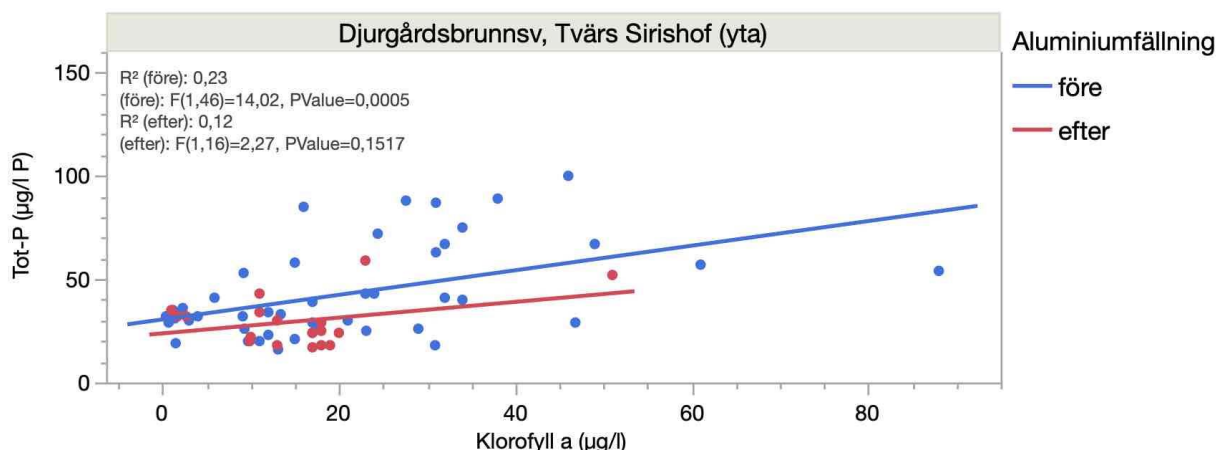
Figur 72. Fosfatfosfor (blåmarkerad) och ammoniumkväve (streckad) ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2020 (blått streck).

En jämförelse av ekologisk status för variabler som speglar näringstillstånd och näringspåverkan visar på positiva förändringar efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 (Tabell 4). Det mest påtagliga vid en jämförelse mellan perioden före och efter åtgärd är att sommarens totalfosforhalter i ytvattnet har minskat med cirka 60 procent. Halterna var ursprungligen mycket höga och den kraftiga reduktionen till trots innebär förändringen, mätt som ekologisk status, inte mer än en förbättring från sämsta till näst sämsta klass; dålig till otillfredsställande status. Utvecklingen måste ändå ses som mycket positiv. För fosfat under vintern var förändringen liten (10%) men medförde ändå motsvarande statusförändring, eftersom halterna innan åtgärd låg kring gränsvärdet klasserna emellan. Underlaget för bedömning av förändringar av vikens biologi är knapphändigt, även sett till växtplankton. Klorofyllhalterna uppvisar i likhet med sommarens totalfosforhalter en kraftig reduktion, och en förbättring från dålig till otillfredsställande status. I övrigt ses inga större förändringar i miljötillstånd.

Tabell 4. Ekologisk status för övergödningsrelaterade variabler, före respektive efter aluminiumbehandling av Djurgårdsbrunnsviken hösten 2020. Statusklass anges med blå=hög status, grön=god status, gul=måttlig status, orange=otillfredsställande status och röd=dålig status.

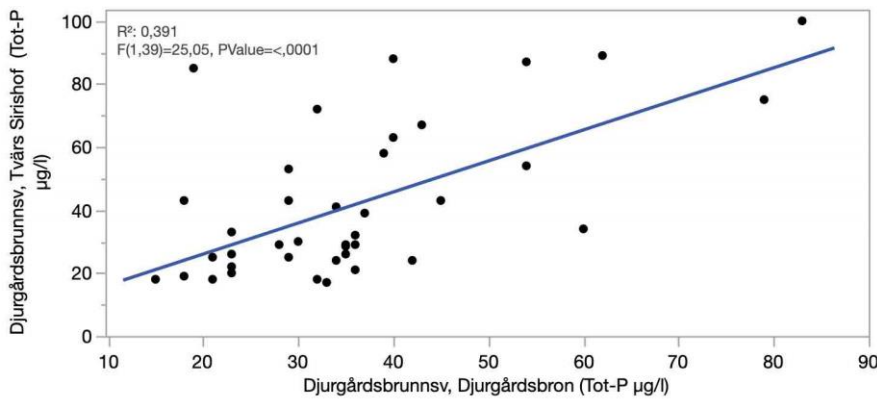
Ekologisk status	Före åtgärd (2017-2019)	Efter åtgärd (2021-2023)
Totalfosfor sommar		
Totalkväve sommar		
Totalfosfor vinter		
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter		
Totalkväve vinter		
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter		
Växtplankton, klorofyll		
Växtplankton, biovolym		
Ljusförhållanden (siktdjup)		

Ett svagt samband kunde beläggas mellan halter av totalfosfor och klorofyll i Djurgårdsbrunnsvikens ytvatten ($p < 0,001$, $R^2 = 0,23$; Figur 73), något som visar kopplingen mellan övergödning (förhöjda näringshalter) och effekter på växtplanktonsamhället.

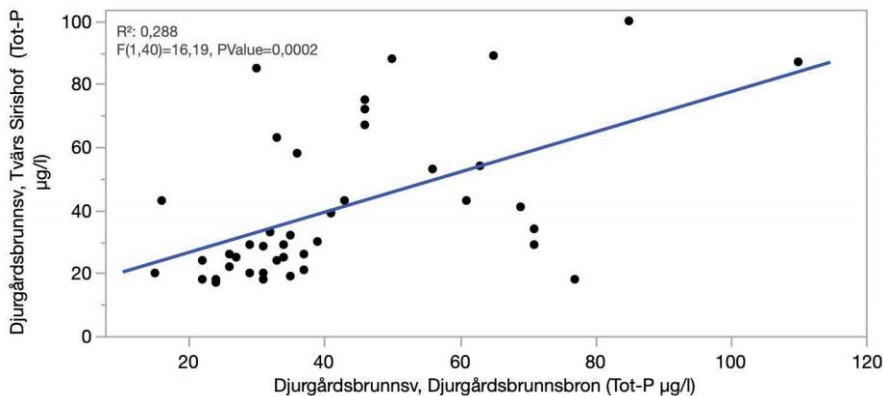


Figur 73. Totalfosfor och klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof, 2010-2023. Data visas för perioden före aluminiumbehandling (blått) respektive efter (rött).

Orsaken till att åtgärden inte uppnått varaktigt resultat har inte utretts inom uppdraget. Tänkbara förklaringar kan vara alltför låg aluminiumdos eller att tillsatsen i vattenmassan medfört att aluminium inte blivit kvar på de bottenar som valts ut för behandling. Det är också möjligt att den externa påverkan till viken, via Djurgårdsbrunnsskanalen (Lilla Värtan), övriga delar av Strömmen samt möjligen också via tillrinningsområdet, bidragit till utfallet. Samband kunde beläggas mellan fosforhalterna i Djurgårdsbrunnsviken och mätstationerna Djurgårdsbron ($p < 0,01$, $R^2 = 0,39$, Figur 74), samt Djurgårdsbrunnnsbron ($p < 0,01$, $R^2 = 0,39$, Figur 75), något som föga förvånande visar att miljötillståndet i de närbelägna områdena påverkar varandra.



Figur 74. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten i Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbron, 2010-2023.



Figur 75. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten i Djurgårdsbrunnsviken vid mätstation Tvärs Sirishof samt Djurgårdsbrunnsvbron, 2010-2023.

Magelungen

Allmän beskrivning

Magelungen är belägen söder om Stockholm vid Farsta och delas av Stockholms stad och Huddinge kommun. Den långsmala sjön har en yta av $2,45 \text{ km}^2$ och ett medeldjup på 5,0 meter. Magelungen är djupast i den sydöstra delen och når där ner till 13,7 meter. Sjöns nordvästra del Fagersjövikens är i sin helhet grundare än 2 meter och karakteriseras av tät vattenvegetation. Omsättningstiden beräknas till 4-5 månader. Det naturliga tillrinningsområdet omfattade 35 km^2 men är efter omfattande omledningar reducerat till 19 km^2 . Magelungens största tillflöde Norrån avvattnar Ågestasjön, Ormlången och Trehörningen och mynnar till sjön vid Mellansjö, strax väster om Ågestabron. Sjön avrinner åt nordost till Drevviken via Forsån.

Magelungen är utpekad som vattenförekomst (VISS EU_CD SE657041-163174) och omfattas av beslutade miljö kvalitetsnormer god ekologisk status med tidsfrist till 2033 för näringsämnen och växtplankton, samt god kemisk status med tidsfrist till 2027 för perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och tributyltenn (TBT). Enligt Vattenmyndighetens senaste bedömning har Magelungen otillfredsställande ekologisk status och uppnår ej god kemisk status, även utan hänsyn till kvicksilver och PBDE (förvaltningscykel 3, 2017-2021, källa: VISS). Magelungens miljö kvalitet övervakas huvudsakligen via mätstationerna Fagersjö i sjöns grunda nordvästra del, vid Ågestabron som passerar centralt över sjön, samt vid Hammartorp i sjöns djupaste del. Sjöns huvudsakliga tillflöde Norrån övervakas via en mätstation med samma namn som vattendraget.

Aluminiumbehandling

Magelungen aluminiumbehandlades med start 6 september och avslut 28 oktober 2021. Åtgärden utfördes med Vattenresurs Sverige AB som entreprenör och Stockholms stad som beställare. Åtgärden finansierades av Exploateringskontoret, Stockholms Stad via CM-stöd samt Huddinge kommun, med delfinansiering via LOVA.

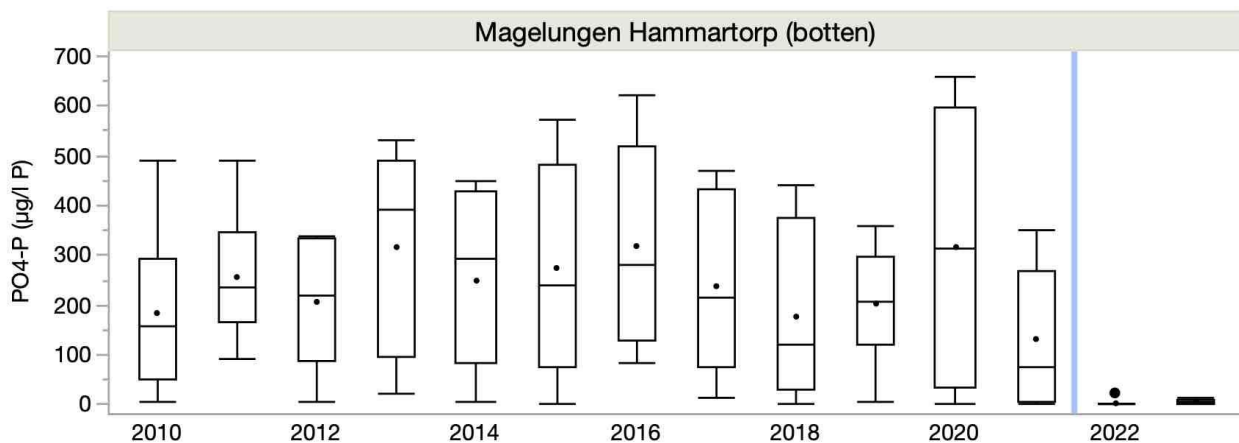
Den interna åtgärden utfördes genom sedimentinjicering och kompletterande fällning i vattenfas, i båda fall med polyaluminiumkloridlösning av typen Ekoflock 96. Åtgärden rekommenderades ursprungligen omfatta aluminiumdoser i spannet 27-42 g/m² över sammantaget 138 hektar, motsvarande cirka 55 procent av sjöns botten (Svelander & Huser 2017). I syfte att säkerställa en heltäckande flockbildning, mot bakgrund av rekommendationer från utföraren Vattenresurs AB och erfarenheter från intern åtgärd av Flaten, föreslogs den lägsta dosen justeras upp till 50 g Al/m² (Rydin 2018).

Åtgärden omfattade bottendjup från 2 meter och sammantaget 100 hektar. Den grunda och vegetationsdominerade Fagersjöviken undantogs enligt plan från behandling. Åtgärden utfördes med en aluminiumdos på 30 g/m² tillsatt genom sedimentinjicering, och ytterligare 20 g/m² genom fällning i vattenmassan ovan botten. Botten djupare än 12 meter, totalt 13,4 hektar, injicerades med ytterligare 16 g Al/m² till en dos om sammantaget 66 g/m². Den totala mängden tillsatt Ekoflock uppgick enligt entreprenören till 553 ton, motsvarande drygt 53 ton aluminium. För kartmaterial som visar åtgärdens omfattning, se Bilaga 3.

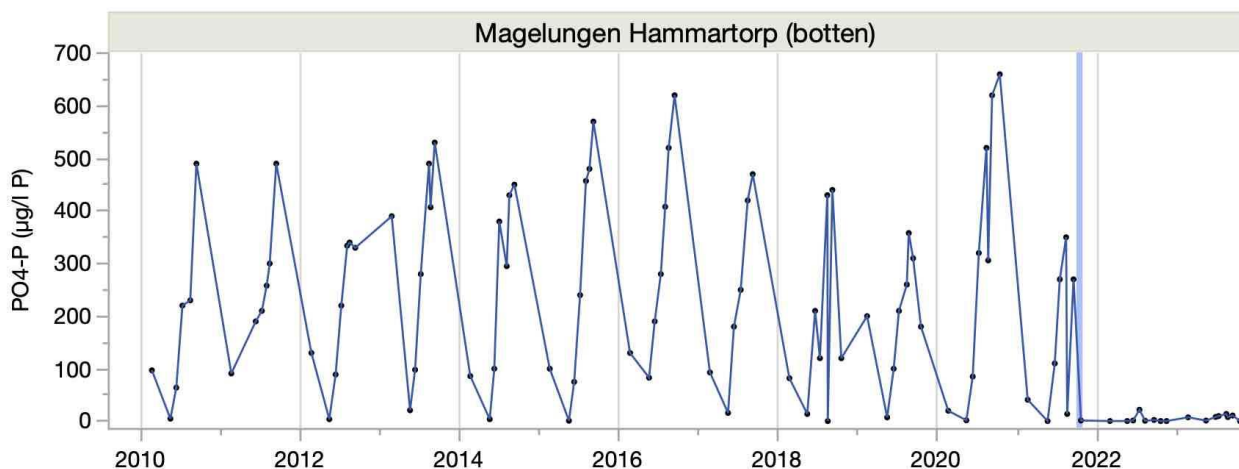
Fosfor

Fosfatfosfor i bottenvatten

Innan aluminiumbehandlingen hösten 2021 sågs ett årligt mönster av successivt ökande fosfatfosforhalter vid Magelungens bottnar under sommarens stagnationsperiod, till ett maximum kring 400-650 µg/l innan skiktningen bröts upp under hösten (Figur 76 och 77). De höga halterna förklaras av fosforfrisättning till följd av intensifierad mineralisering av sedimenten i samband med förhållandevis höga temperaturer vid bottnarna, men kan också delvis förklaras av frisättning i samband med syrgasbrist. Tydligt förhöjda halter sågs innan åtgärd även vintertid, om än betydligt lägre än under sommaren. Vid åtgärden minskade halterna av fosfatfosfor i bottenvattnet omedelbart och mycket kraftigt, från cirka 300 µg/l till nära noll (Figur 76 och 77). Halterna har därefter legat kvar på en mycket låg nivå så långt mätserien sträcker sig (december 2023).

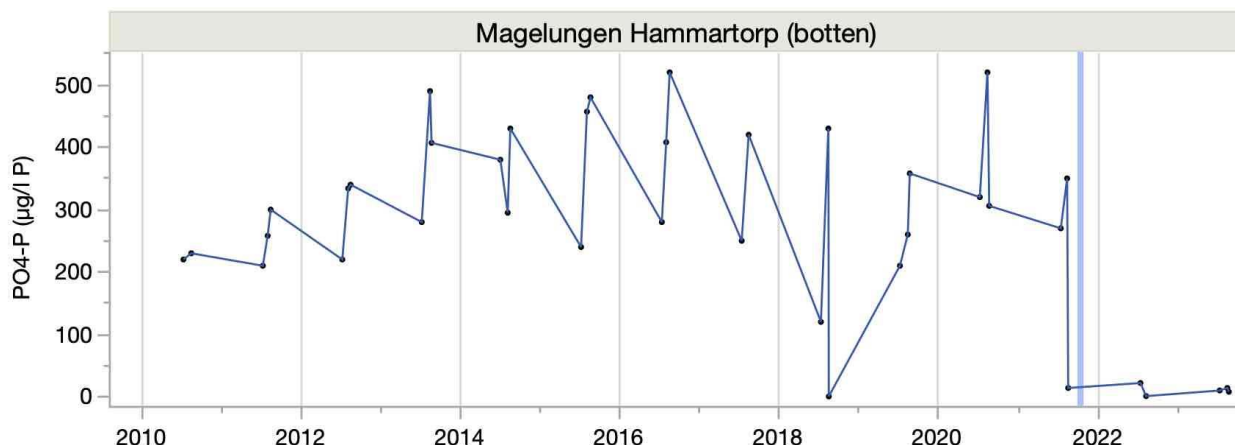


Figur 76. Fosfatfosfor (µg/l) i bottenvatten, Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

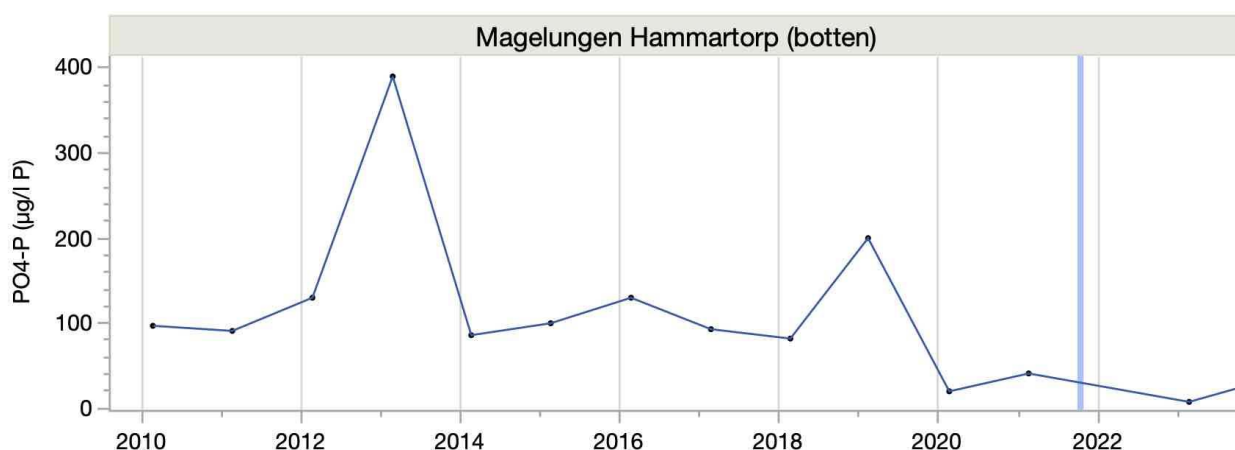


Figur 77. Fosfatfosfor (µg/l) i bottenvatten, Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

Förändringen efter åtgärd är mest uttalad under sommarens stagnation som var den period då de högsta halterna tidigare uppmättes (Figur 78). Effekter av behandlingen är ses även vintertid, men inte lika tydligt, åtminstone inte vid jämförelser mot de två år som föregick åtgärden (Figur 79).



Figur 78. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under sommaren (aug), Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

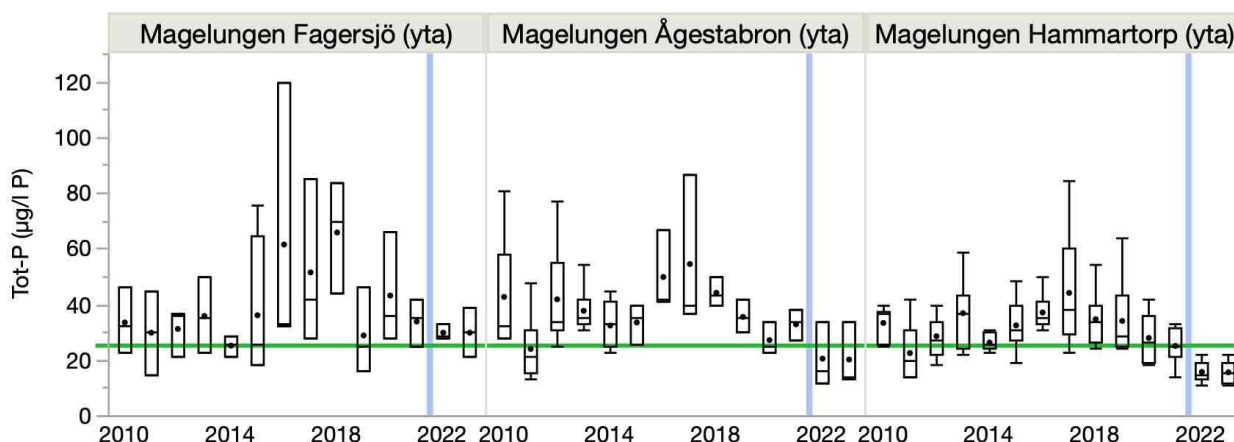


Figur 79. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten under vintern (feb), Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

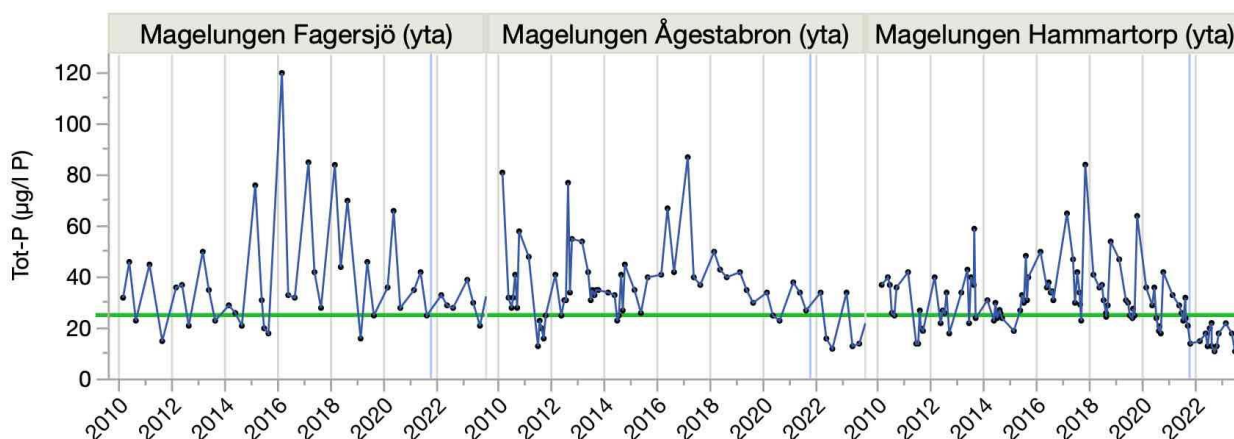
Totalfosfor i ytvatten

Efter aluminiumbehandlingen hösten 2021 nära halverades årsmedelhalterna av totalfosfor i Magelungens ytvatten (Figur 80 och 81). Uppbrutet på de tre mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp ses den största förändringen för det sistnämnda området, där halterna mer än halverades. Fagersjövikens vegetationsdominerade bottnar omfattades inte av aluminiumbehandlingen, men totalfosforhalterna i denna del av sjön minskade trots det med cirka 35 procent. Sett till helheten innebär förändringen att Magelungen utvecklats från ett tillstånd som på årsbasis motsvarande måttlig näringsstatus år 2018-2020 (medelhalt $36 \mu\text{g/l}$), till

god status år 2022-2023 (medelhalt 19 $\mu\text{g/l}$). Fagersjöviken förbättrades från otillfredsställande status till måttlig status. Bedömningarna baseras på det referensvärde Vattenmyndigheten tillämpade vid den senaste statusklassificeringen (12,5 $\mu\text{g/l}$, källa: VISS). Några tendenser till återgång till de förhöjda halter som tidigare karakteriserade sjön ses inte.

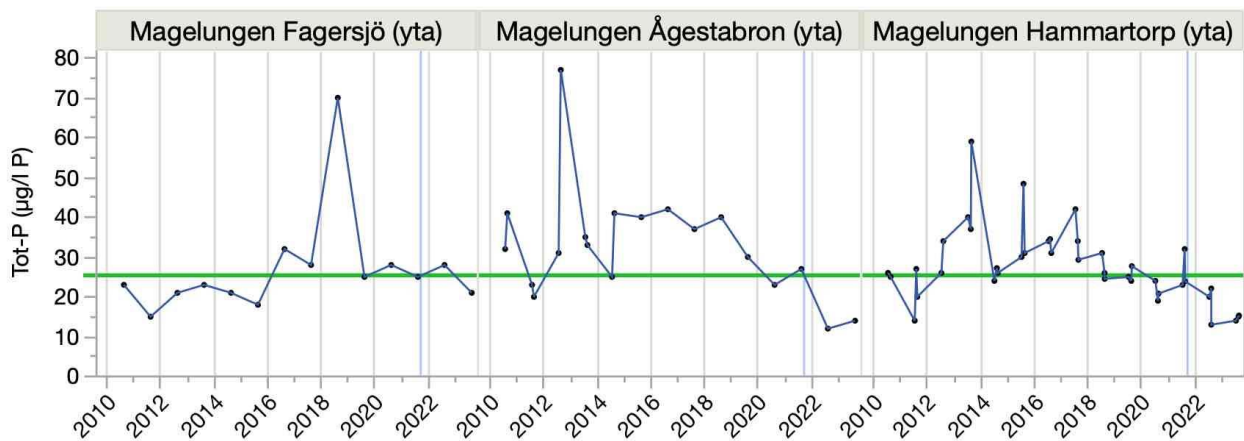


Figur 80. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus (25 $\mu\text{g/l}$, baserat på referensvärde 12,5 $\mu\text{g/l}$; källa: VISS) indikeras av grönt streck. Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 81. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Magelungen vid mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus (25 $\mu\text{g/l}$, baserat på referensvärde 12,5 $\mu\text{g/l}$; källa: VISS) indikeras av grönt streck.

Även då enbart sommarperioden betraktas är förändringen mot ett mindre näringsrikt tillstånd tydlig (Figur 82). Sett till sjön som helhet har augustihalterna minskat med nära 40 procent, från ett tillstånd motsvarande måttlig näringsstatus år 2018-2020 (medelhalt 30 $\mu\text{g/l}$), till hög, på gränsen till god status år 2022-2023 (medelhalt 18 $\mu\text{g/l}$).

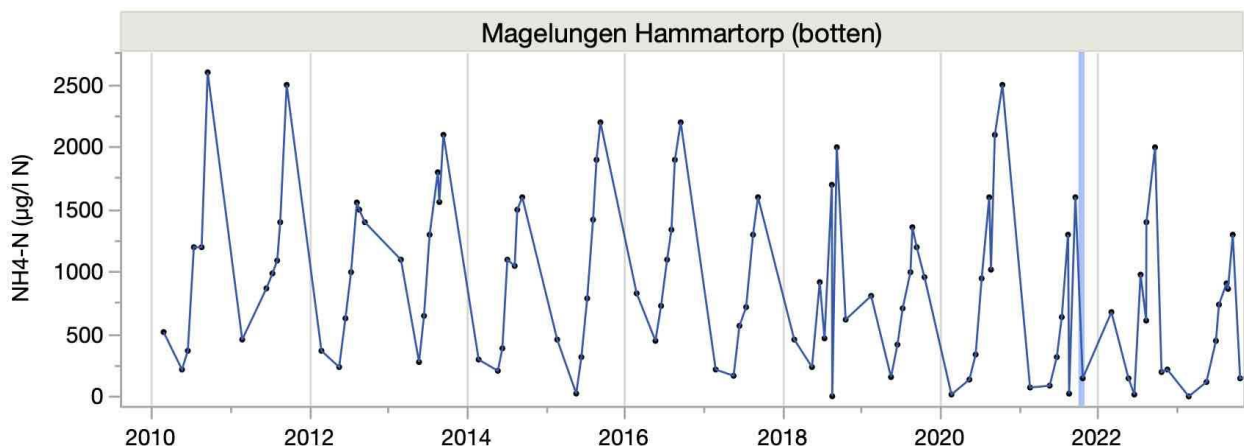


Figur 82. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under sommaren (juli-aug), Magelungen vid mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus ($25 \mu\text{g/l}$, baserat på referensvärde $12,5 \mu\text{g/l}$; källa: VISS) indikeras av grönt streck.

Kväve

Ammonium i bottenvatten

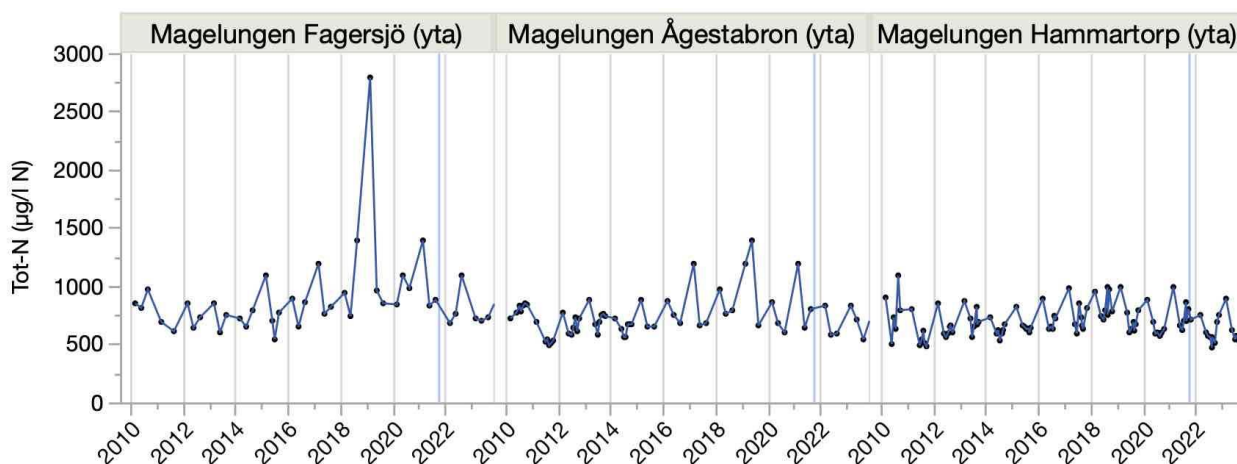
Ingen tydlig effekt ses på ammoniumkvävehalterna i Magelungens bottenvatten kopplat till tidpunkten för aluminiumbehandlingen, hösten 2021 (Figur 83). Över året ses samma generella mönster som för fosfat (se ovan) med en ackumulering till mycket höga halter i slutet av sommarens skiktningssperiod, både före och efter åtgärd. Det oförändrade mönstret påvisar fortsatt frisättning av näring från sedimenten i samband med intensifierad mineralisering under sommaren.



Figur 83. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l}$ N) i bottenvatten, Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

Totalkväve i ytvatten

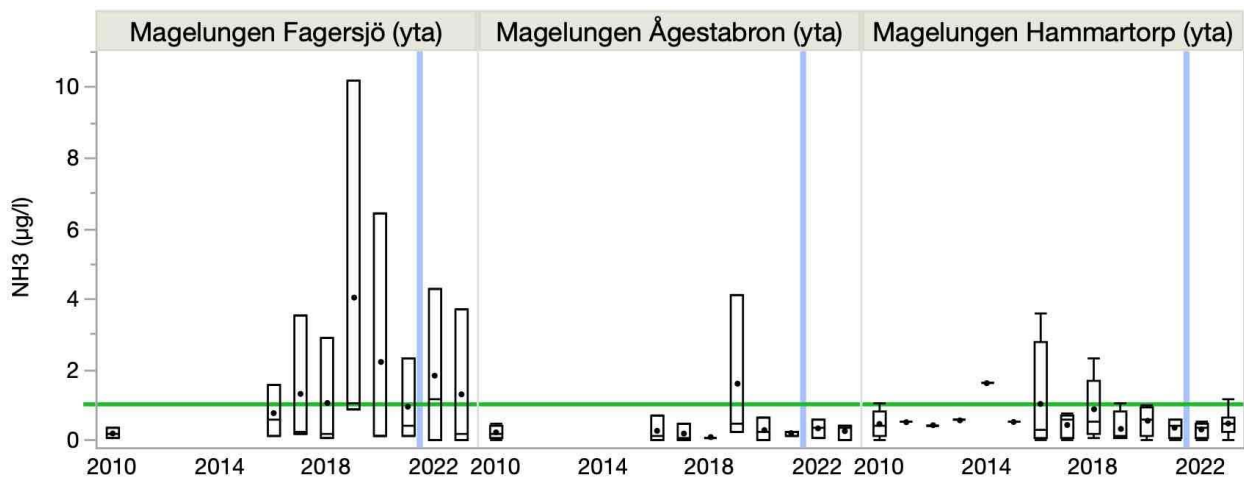
Ingen effekt ses på totalkvävehalterna i ytvattnet efter aluminiumbehandlingen hösten 2021, vare sig i Magelungens grunda eller djupa del (Figur 84).



Figur 84. Totalkväve ($\mu\text{g/l}$ N) i ytvatten, Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Ammoniak i ytvatten

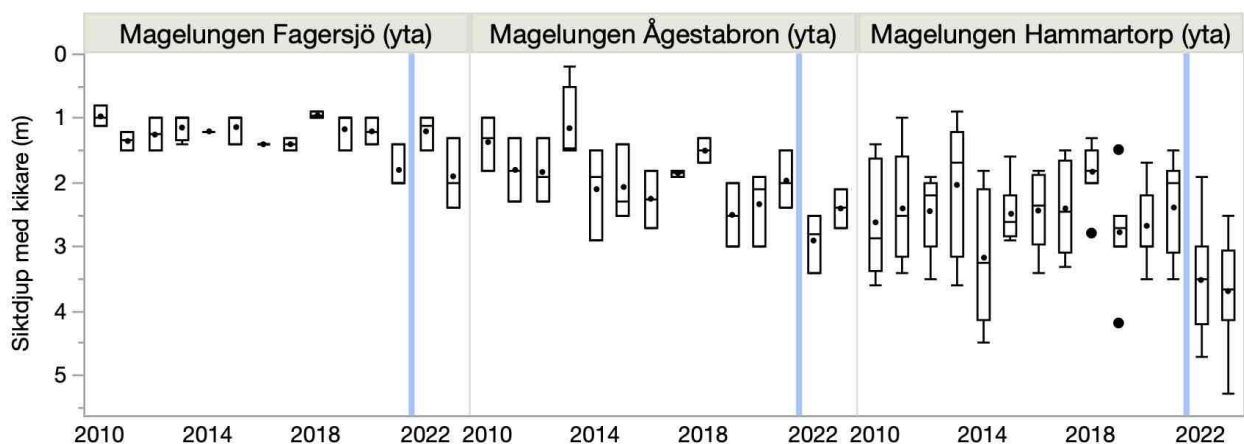
Ingen uppenbar skillnad ses i Magelungens ammoniakhalter vid en jämförelse mellan perioderna före och efter aluminiumbehandling (Figur 85). Årsmedelhalterna (aritmetiskt medel) i den grunda och vegetationsdominerade Fagersjöviken har vid flera tillfällen överskridit motsvarande gränsvärde ($1,0 \mu\text{g/l}$), både före och efter åtgärden. Om bedömningen baseras på data från samtliga stationer och eller på geometriskt medelvärde, enligt de principer som tillämpas av Länsstyrelsen, uppnår Magelungen god status. Gränsvärdet för maximal tillåten koncentration ($6,8 \mu\text{g/l}$) överskreds i Fagersjöviken vid ett tillfälle (år 2019).



Figur 85. Ammoniakkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

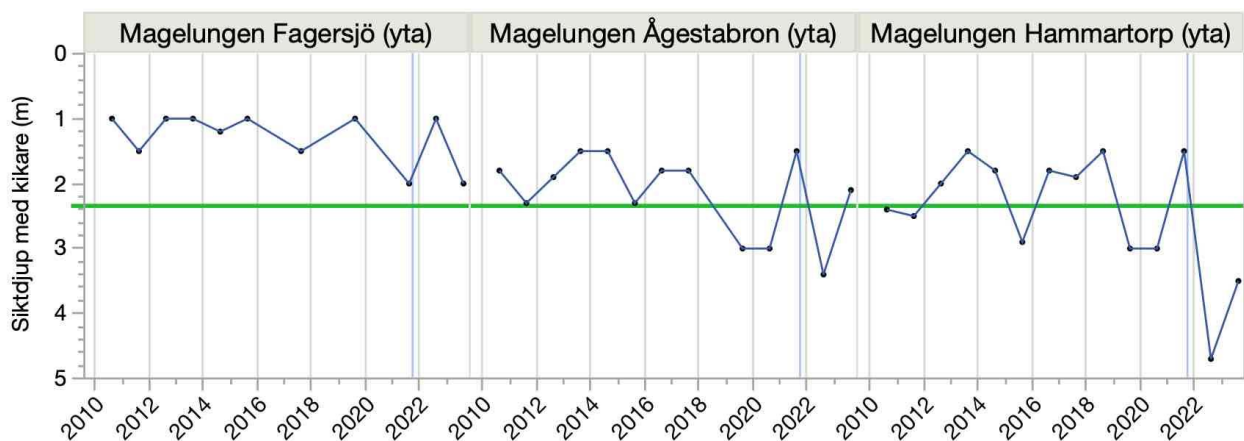
Ljusförhållanden

Magelungens ljusförhållanden, mätt som siktdjup, uppvisar stora variationer både inom och mellan år (Figur 86 och 87). För sjöns mer öppet belägna mätstationer, Ågestabron och Hammartorp, var siktdjupet störst både sett som årsmedelvärde, maximalt värde och augustivärde efter aluminiumbehandlingen hösten 2021 och det förefaller som om åtgärden påverkat även sjöns ljusförhållanden i positiv riktning.



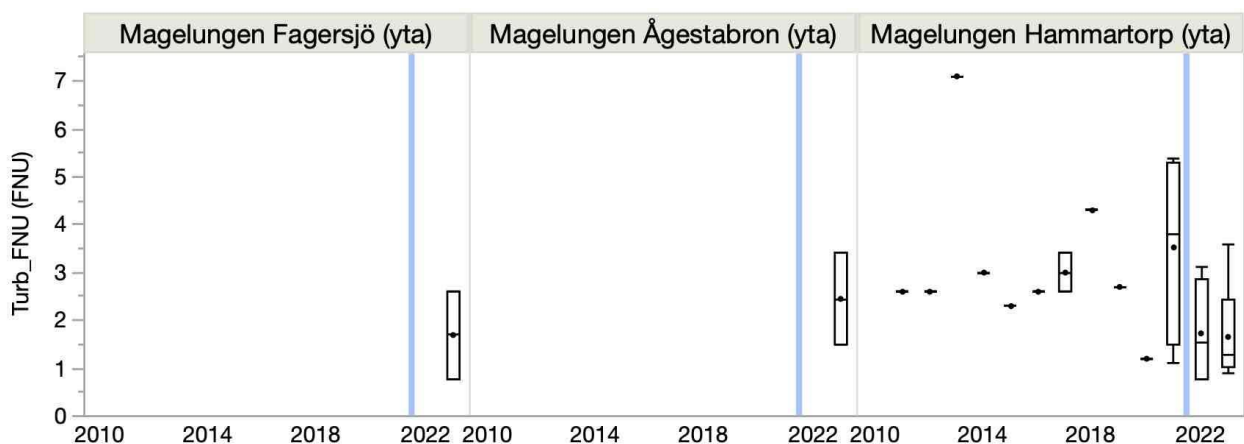
Figur 86. Siktdjup (m), Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Siktdjupet (augusti) var vid stationen Hammartorp med stor marginal större än den indikativa gränsen för god status (Figur 87). Skillnaden i medelvärden före åtgärd (2,5 m 2018-2020) respektive efter behandling (4,1 m 2022-2023) innebär en förbättring motsvarande drygt 60 procent, och en utveckling från god till hög status.

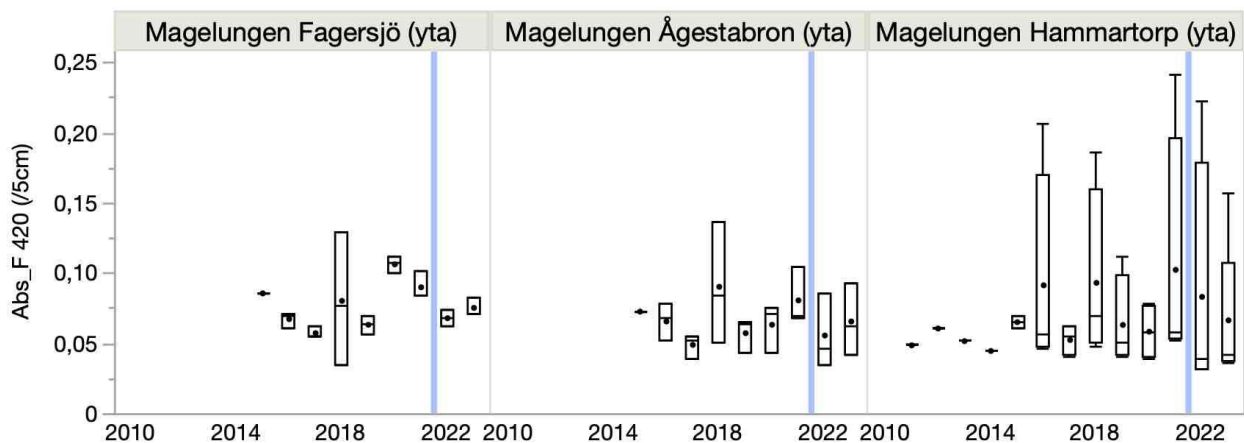


Figur 87. Sikt djup (m) under sommaren (augusti), Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Siktdjupet påverkas bland annat av mängden partiklar i vattnet samt av vattenfärgen, något som kan analyseras som grumlighet/turbiditet respektive absorbans. Sett till åren omedelbart före och efter åtgärd var grumligheten längre efter behandling (Figur 88). Skillnaden i vattenfärg var liten, men data indikerar att Magelungen möjligen var något klarare efter åtgärd (Figur 89).



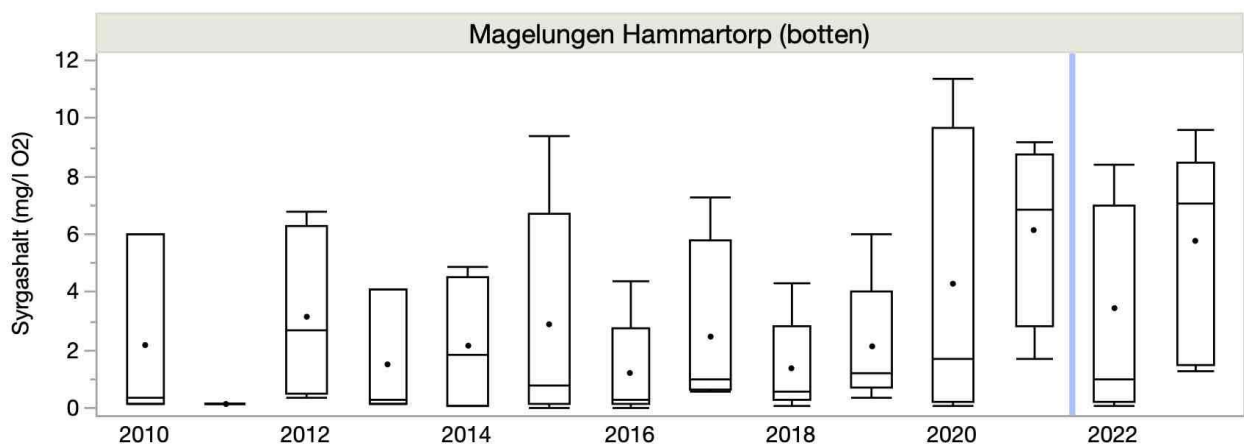
Figur 88. Grumlighet mätt som turbiditet (FNU), Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med fästaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 89. Vattenfärg mätt som absorbans (filtrerat, 420 nm, 5 cm kyvett), Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Syrgasförhållanden

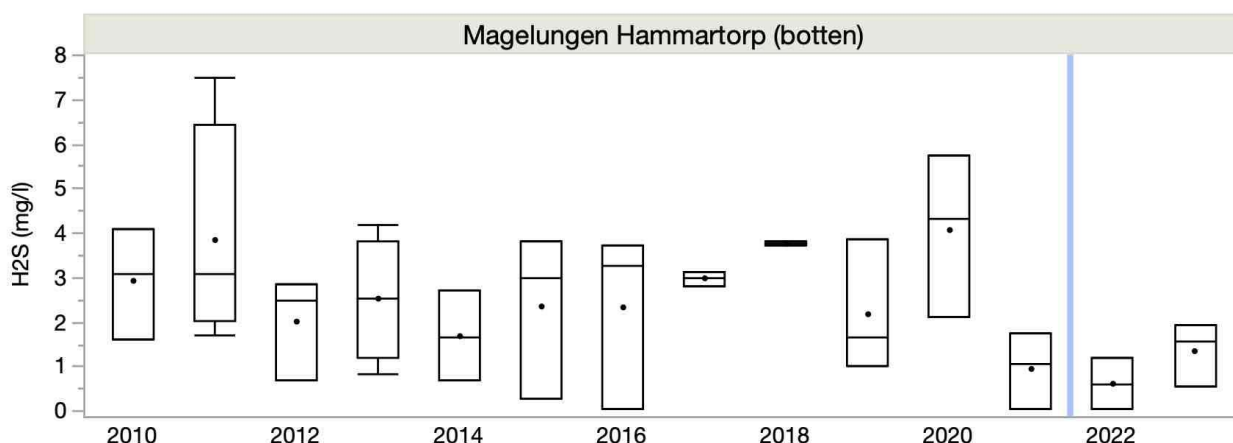
Syrgashalterna i Magelungens bottenvatten uppvisar som regel stora variationer över året (Figur 90). Syrgasbrist råder normalt under perioden juni-september då vattenmassan är stagnant och nedbrytningstakten och syreförbrukningen i sedimenten är hög till följd av hög bottenvattentemperatur. Goda syrgasförhållanden råder framförallt efter vår- och höstcirkulationen. Inga tydliga skillnader ses i syrgashalter vid en jämförelse av perioden före och efter intern åtgärd.



Figur 90. Syrgas (mg/l) i bottenvatten, Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Svavelväte bildas under syrgasfria förhållanden som en följd av bakteriella nedbrytningsprocesser i bottarna. Svavelväte har registrerats i Magelungens bottenvatten samtliga år (Figur 91). Halterna var ovanligt

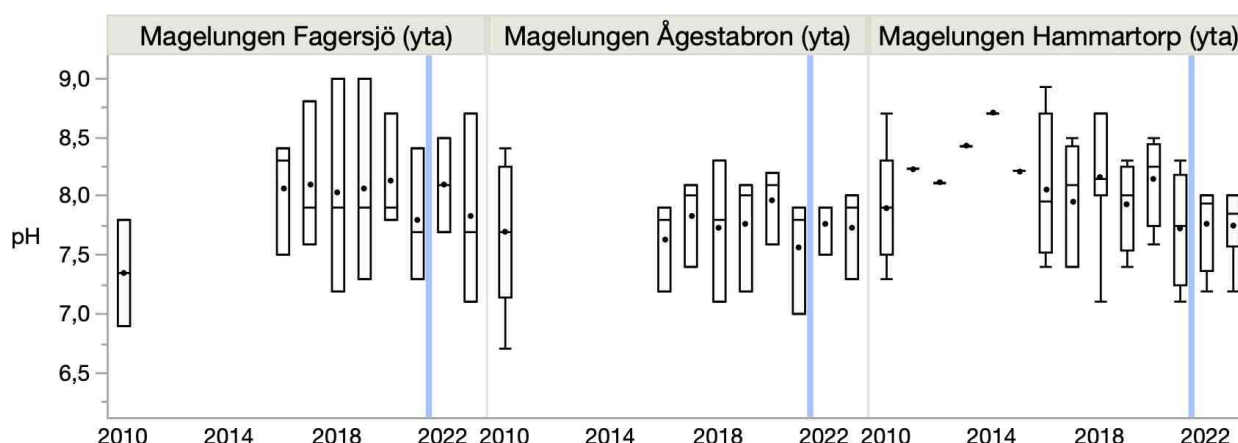
låga åren omedelbart innan och efter åtgärd, och ingen tydlig koppling ses till aluminiumbehandlingen.



Figur 91. Svavelväte (mg/l) i bottenvatten, Magelungen, mätstation Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Surhet

Vattnets surhet mäts som pH och påverkas av tillrinnande vatten samt av växtplanktonblomningar och annan fotosyntesaktivitet. Efter aluminiumbehandlingen hösten 2021 sågs för mätstationen Hammartorp de lägsta pH-maxima som registrerats (Figur 92). Att så var fallet kan vara en effekt av mindre intensiva algbloomningar i sjöns öppna vattenmassa efter åtgärd, något som i sin tur skulle kunna relateras till mindre näringstillgång. De allra högsta värdena registrerades under vår eller sommar, i samband med planktonblomningar. I den vegetationsdominerade Fagersjöviken uppmättes kraftigt förhöjda pH-värden även i samband med måttligt höga klorofyllhalter.

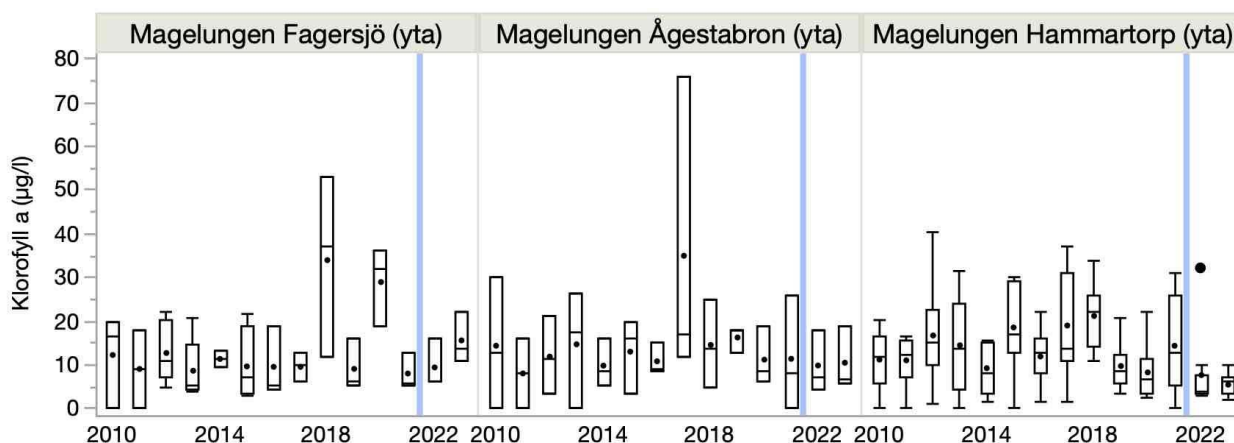


Figur 92. Surhet mätt som pH-värde i ytvatten, Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen

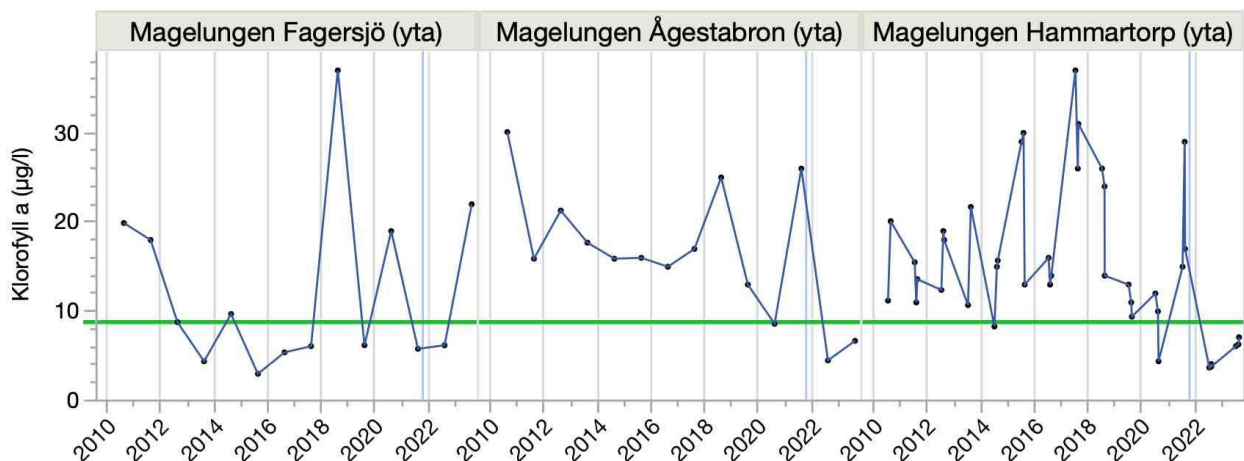
för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Växtplankton

Klorofyll a ger ett ungefärligt mått på mängden växtplankton och analyserades vid stationen Hammartorp i februari samt maj-oktober, och vid övriga stationer i februari, maj samt augusti. Mellanårsvariationerna i klorofyllhalt var generellt stora, men för stationen vid sjöns djupaste del uppmättes efter åtgärden hösten 2021 ovanligt låga halter (Figur 93). Sett till enbart data för sommaren (juli-augusti) framgår att halterna efter åtgärd var ovanligt låga efter åtgärd även vid Ågestabron, samt att klorofyll vid båda stationerna uppmätts i halter under gränsvärdet för god status (Figur 94). I övrigt ses inga uppenbara skillnader vid en jämförelse av perioden före respektive efter åtgärd. Sett till medelvärden för stationen Hammartorp minskade klorofyllhalterna med mer än 60 procent efter aluminiumbehandlingen, och gick från att motsvara måttlig status, på gränsen till otillfredsställande status (14 µg/l 2018-2020) till god status (5,2 µg/l 2022-2023).

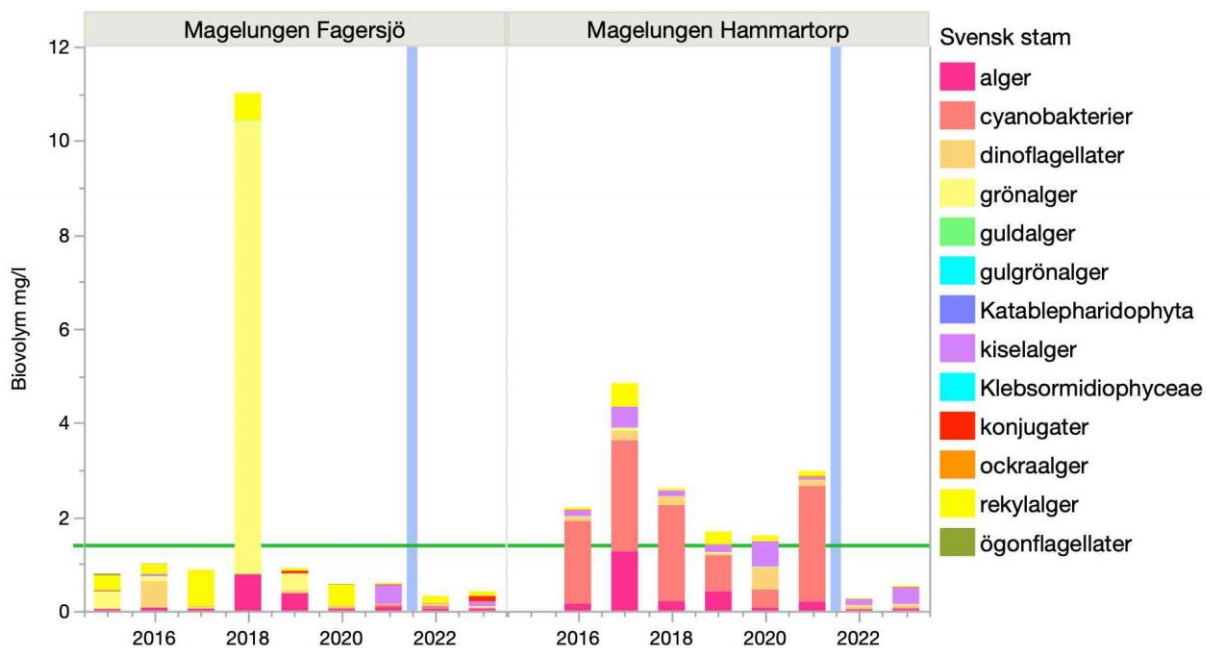


Figur 93. Klorofyll (µg/l) i ytvattnet, Magelungen, mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

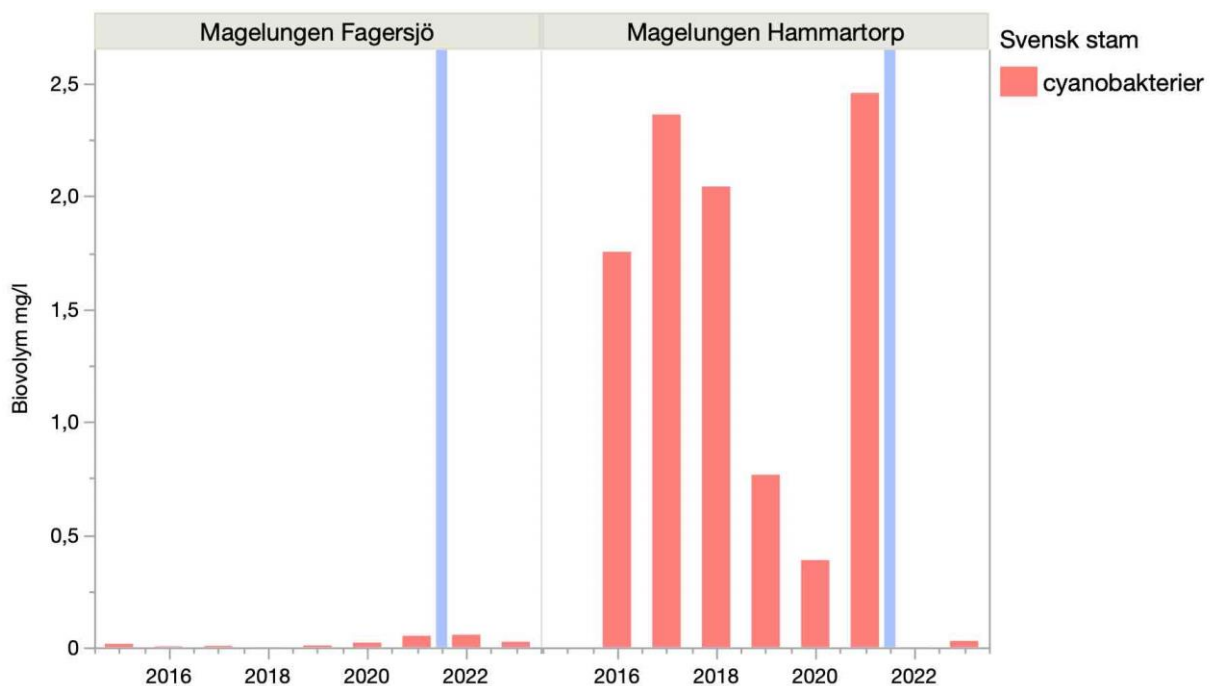


Figur 94. Klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Magelungen vid mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Växtplanktonundersökning med analys av totalbiomassa/-volym och fördelning på grupper har utförts en gång per år (augusti) vid stationerna Fagersjö och Hammartorp. I den vegetationsdominerade Fagersjöviken låg biomassan samtliga år undantaget 2018 på en nivå motsvarande god ekologisk status, både före och efter åtgärd (Figur 95). För sjöns öppna del visar analysdata på biomassor som innan aluminiumbehandlingen regelmässigt överskred gränsvärdet, och som generellt dominerades av cyanobakterier (Figur 96). Efter åtgärd ses här kraftigt reducerade biomassor, där särskilt cyanobakterier gått tillbaka och där kiselalger istället karakteriserade växtplanktonsamhället. Sett till medelvärden för stationen Hammartorp förbättrades läget avseende biomassa från måttlig status (2,0 mg/l 2018-2020) till hög status (0,4 mg/l 2022-2023).



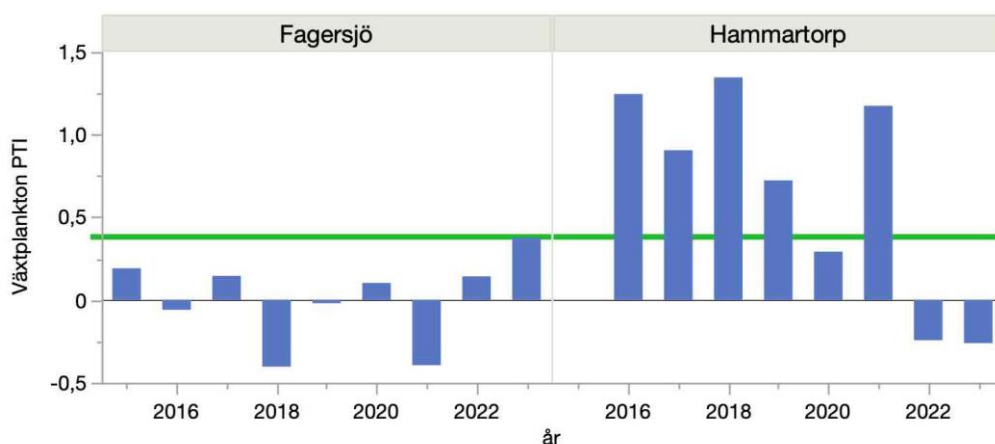
Figur 95. Växtplanktonbiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (augusti), Magelungen, mätstationerna Fagersjö och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.



Figur 96. Cyanobakteriebiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (augusti), Magelungen, mätstationerna Fagersjö och Hammartorp, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

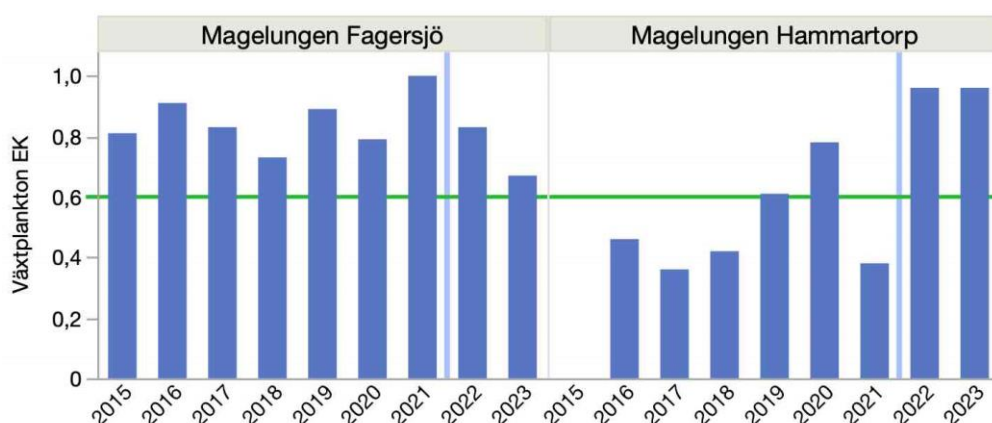
Klassificering av växtplankton baseras utöver klorofyllhalt och totalbiomassa även med ledning av planktonτροφiskt index (PTI). Fagersjöviken uppvisar stora mellanårsvariationer men ett PTI som motsvarar god eller hög status (Figur 97). I sjöns öppna del, övervakad vid stationen Hammartorp, låg index före åtgärd på en nivå som inte uppnådde

god status annat än år 2020. Efter åtgärd motsvarade växtplanktonsamhällets sammansättning, speglat via PTI, hög status. Medelvärden för stationen Hammartorp indikerar dålig status innan behandling, och hög status efter.



Figur 97. Planktontrofiskt index (PTI), Magelungen, mätstationerna Fagersjö och Hammartorp, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

En slutlig bedömning av näringspåverkan baseras för växtplanktonsamhället på en sammanvägning av ekologiska kvoter (EK) för klorofyllhalt, totalbiomassa och planktontrofiskt index (PTI). Fagersjöviken uppvisar stora mellanårsvariationer men ett PTI som samtliga undersökningsår motsvarar god eller hög status (Figur 98). Magelungens öppna del bedöms efter åtgärd ha hög ekologisk växtplanktonstatus, vilket innebär en tydlig förbättring sett till perioden innan aluminiumbehandling, då utfallet pendlade mellan otillfredsställande (2017, 2021) och god status (2020). Sett till medelvärden för stationen Hammartorp före (2018-2020) respektive efter åtgärd (2022-2023) förbättrades växtplanktonstatus från god till hög status.



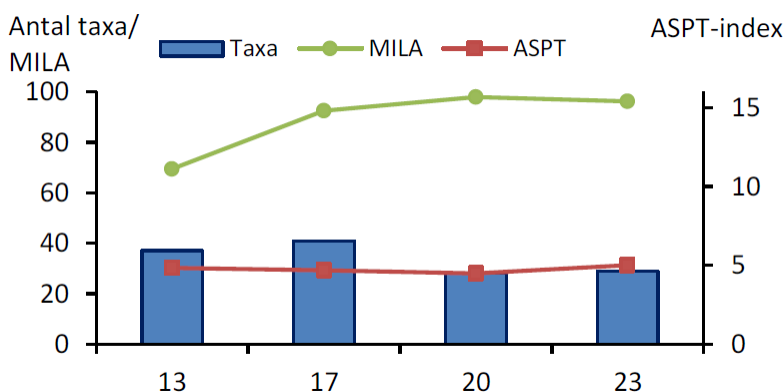
Figur 98. Växtplankton, sammanvägd ekologisk kvot (EK), Magelungen vid mätstationerna Fagersjö och Hammartorp, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Bottenfauna

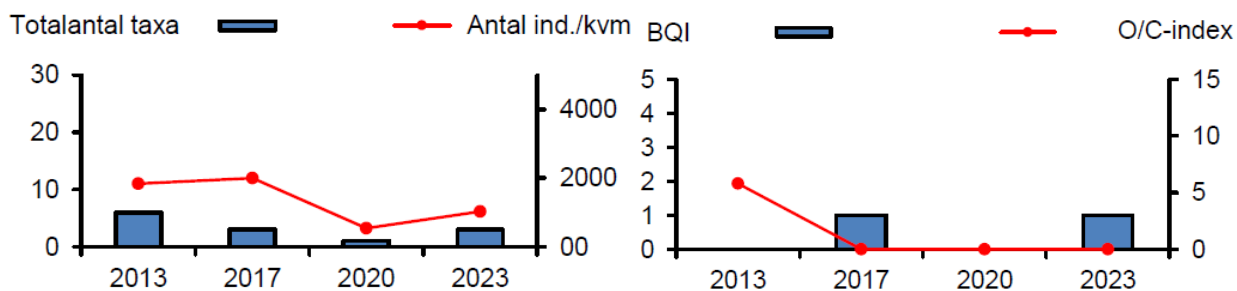
Magelungens bottenfauna har undersökts både före och efter aluminiumbehandlingen år 2021, nämligen år 2013, 2017, 2020 och 2023 (Liungman m.fl. 2013, Brutemark m.fl. 2017, Tytor & Sandgathe 2020, Tytor & Sandgathe 2023). Undersökningarna har omfattat både strandzonen (litoral) och sjöns djupare bottnar (profundalen). De sammanfattande resultat som här presenteras har i huvudsak hämtats ur den senaste bottenfaunarapporten, så som de redovisas av Medins Havs och Vattenkonsulter AB (Tytor & Sandgathe 2023).

En jämförelse av resultat från undersökning av litoralzonen pekar inte på annat än obetydliga skillnader i antal taxa och bedömningsindex för undersökningarna närmast före respektive efter åtgärd (Figur 99). Antalet taxa var vid båda tillfällena närmast före och efter åtgärd måttligt högt, och ASPT-index samt utförarens expertbedömning indikerar god ekologisk näringsstatus samt hög status sett till surhet. Abundansen (individdtätheten) var mycket hög år 2020, men måttligt hög efter åtgärd, något som skulle kunna vara ett tecken på minskad belastning av organiskt material och näring.

Motsvarande jämförelse av resultat från profundalzonen visar att både antal taxa och abundans var högre efter åtgärd än vid undersökningen närmast före aluminiumbehandling, skillnaderna var dock små (Figur 100). Sammanställningen visar också att sjöns djupbottnar uppvisade det sämsta tillståndet år 2020, innan åtgärd, även i jämförelse med tidigare år (2013, 2017). BQI-index pekade år 2020 på dålig ekologisk status och en förbättring med en klass, till otillfredsställande status efter åtgärd. Abundansen (individdtätheten) var mycket hög år 2020, men måttligt hög efter åtgärd, något som skulle kunna vara ett tecken på minskad belastning av organiskt material och näring.



Figur 99. Antal taxa samt bedömningsindex ASPT (allmän ekologisk kvalitet) och MILA (surhet) vid bottenfaunaundersökning av Magelungens litoralzon år 2013, 2017, 2020 och 2023. Figuren hämtades ur Tytor & Sandgathe 2023.



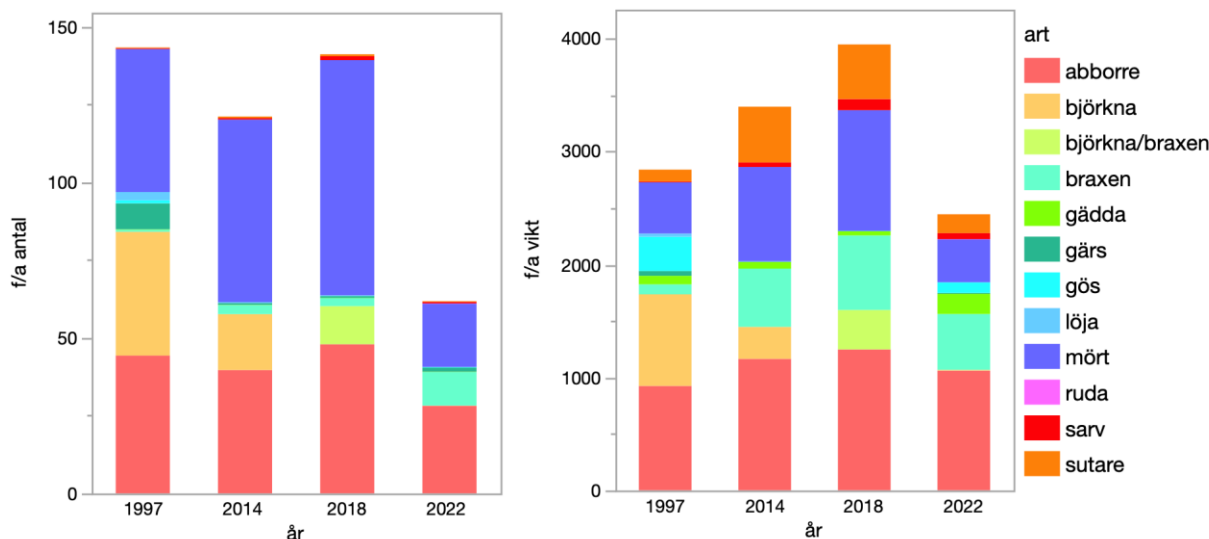
Figur 100. Antal taxa, abundans (ind/m²) samt bedömningsindex BQI och O/C vid bottenfaunaundersökning av Magelungens litoralzon år 2013, 2017, 2020 och 2023. Figuren hämtades ur Tytor & Sandgathe 2023.

Fisk

Magelungen har provfiskats med standardiserad metodik både före och efter åtgärd. Det provfiske som ligger närmast i tid före aluminiumbehandlingen utfördes i början av augusti år 2018 (Arvidsson & Lindqvist 2018). Provfiske efter åtgärd genomfördes i slutet av juli år 2022 (Lindqvist 2022). Magelungen har också provfiskats tidigare, nämligen år 1997 och 2014 (källa: databasen NORS, SLU). Jämförelser av resultat fokuserar här på de båda provfisken som utförts i närtid kring åtgärd, men omfattar delvis även tidigare år. Uppgifterna har i huvudsak hämtats ur den senaste provfiskerapporten (Lindqvist 2022). Magelungen provfiskades med 24 översiktsnät av typen Norden 12, fördelade på de tre djupzonerna 0-3 m, 3-6 m och 6-12 m.

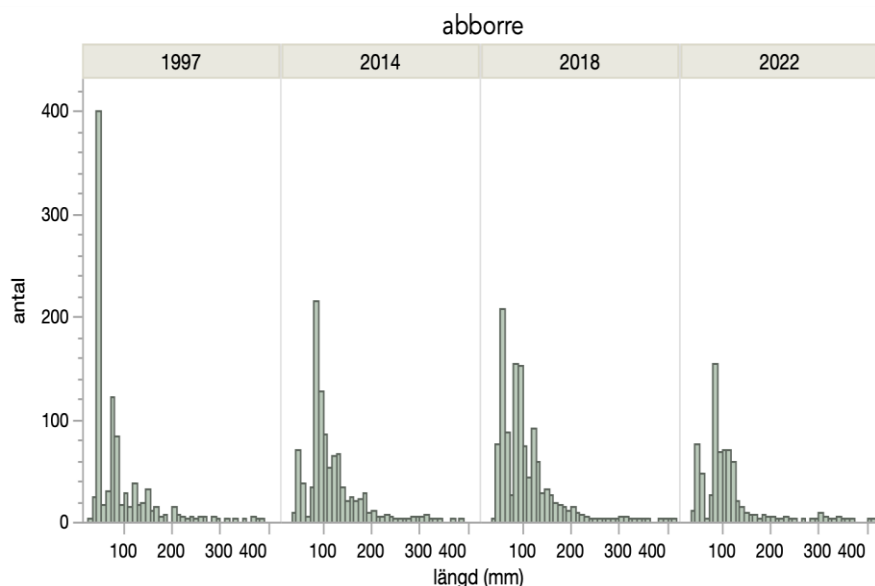
Artsammansättningen var likartad vid samtliga provfisken men i övrigt ses stora förändringar vid jämförelser före och efter åtgärd (Figur 101). Den antalsmässiga fångsten per ansträngning var efter åtgärd i princip hälften så stor som tidigare. Även den viktmässiga fångsten minskade, men i betydligt mindre utsträckning, något som innebär en förskjutning mot större individer år 2022. Vid provfiske innan åtgärd, 1997-2018, dominerades Magelungens fisksamhälle av karpfisk. År 2022 hade framförallt mörten gått tillbaka, med motsvarande en halvering sett till såväl antal som biomassa. Abborre gick i motsatt utveckling, och ökade både i antal och vikt, från cirka en tredjedel av fångsten år 2018 till cirka 45 procent efter åtgärd.

Vid de båda senaste provfiskena uteblev fångst helt i den djupaste zonen (6-9 m). År 2022 var fångsten störst i zonen 3-6 m, medan de allra grundast placerade näten (0-3 m) fiskade bäst år 2018. Fångstfördelningen förklaras av dåliga syrgasförhållanden, med halter nära noll vid 4 meters djup år 2018 och 7 meters djup år 2022

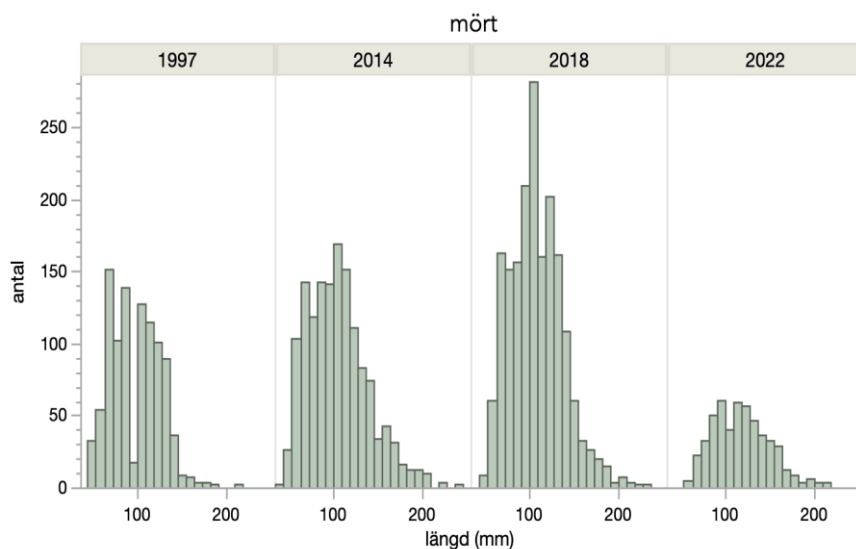


Figur 101. Fångst per ansträngning baserat på antal respektive biomassa (vikt, g/nät) vid provfiske av Magelungen år 1997, 2014, 2018 och 2022.

En jämförelse av storleksfördelning för nyckelarterna abborre och mört visas nedan (Figur 102 och 103). Abborrens storleksfördelning var likartad vid samtliga provfisken under perioden 1997-2022. Vid provfiske 1997 och även 2018 fångades ett stort antal årsyngel (< ca 80 mm), något som indikerar en framgångsrik reproduktion. Den mest påtagliga skillnaden mellan provfiskeresultat före och efter åtgärd ses i mörtbeståndet som mer än halverades till år 2022 (Figur x). Antalet stora mörtar (< 200 mm) var i det närmaste oförändrat, medan de mindre storleksklasserna gått tillbaka kraftigt.



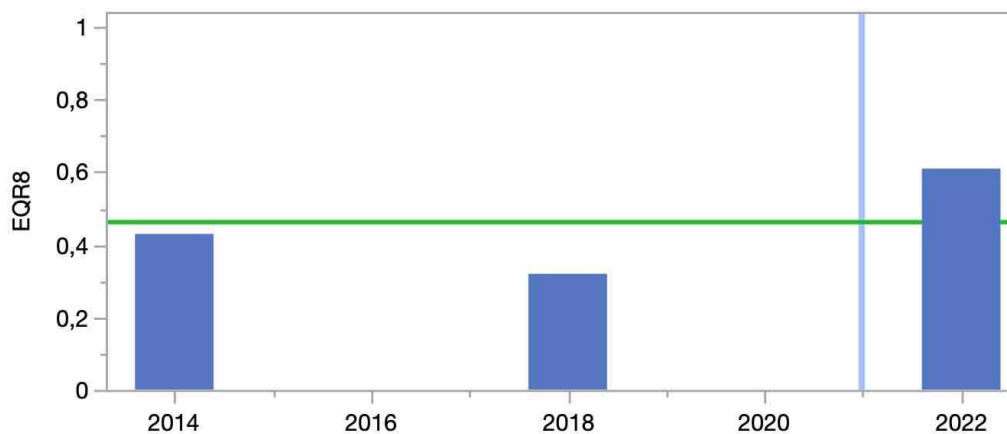
Figur 102. Storleksfördelning för abborre vid provfiske av Magelungen år 1997, 2014, 2018 och 2022.



Figur 103. Storleksfördelning för mört vid provfiske av Magelungen år 1997, 2014, 2018 och 2022.

Abborrens konditionsfaktor anger förhållandet mellan längd och vikt. Abborrbeståndet i Magelungen verkar generellt hålla en god kondition som följer väl referensvärdena i jämförbara sjöar (Ekoregion 4, SLU 2020). Jämförelser av data från år 2018 och 2022 tyder på att den något nedsatta kondition som tidigare sågs för storleksklassen 150-200 mm förbättrades efter åtgärd, sannolikt som en effekt av minskad konkurrens från mört.

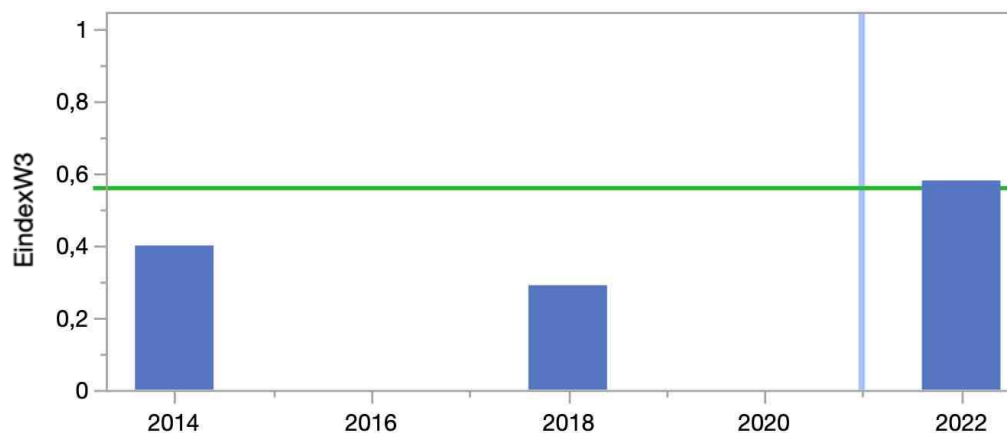
Statusklassificering av fiskbestånd i sjöar baseras på multimetriska index EQR8, EindexW3 samt AindexW5 (HVMFS 2019:25). EQR8 omfattar åtta underliggande index och indikerar generell påverkan med fokus på surhet och näringsrikedom. En sammanvägd klassificering enligt fiskindex EQR8 indikerade år 2018 måttlig status, på gränsen till otillfredsställande, men god ekologisk status år 2022, efter åtgärd (Figur 104). År 2018 innebar fångstresultatet att 5 av 8 underliggande index motsvarande måttlig eller sämre status, bland annat var fångsten per ansträngning mycket hög sett till både antal och biomassa, och det stora mörtbestånd som då karakteriserade fisksamhället bidrog till en låg kvot abborre/karpfisk. Efter åtgärd avvek endast 2 av 8 index, nämligen fångstens totala medelvikt samt, i likhet med 2018, antalet inhemska arter. Övriga parametrar visade på hög eller god status. Samtliga index som ingår i bedömning av näringspåverkan visade på god ekologisk status.



Figur 104. Ekologisk kvot för det multimetriska indexet EQR8 vid provfiske av Magelungen 2014, 2018 och 2022. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grön linje.

Övergödningsindex EindexW3 omfattar tre underliggande index. En sammanvägd klassificering enligt EindexW3 gav för år 2018 utfallet otillfredsställande status, och efter åtgärd, år 2022, god ekologisk status (Figur 105). Index hämtades ur fiskdatabasen NORS där de för närvarande beräknats baserat på temperaturdata för SMHI:s normalperiod 1961-1990. Avvikelse år 2022 kopplas till att abbörreståndet karakteriserades av individer som inte uppnått fiskätande storlek.

Surhetsindex AindexW5 gav vid samtliga provfisken utfallet hög status (Lindqvist 2022, databasen NORS).



Figur 105. Ekologisk kvot för det multimetriska indexet EindexW3 vid provfiske av Magelungen 2014, 2018 och 2022. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grön linje.

Vattenvegetation

Magelungens vattenvegetation har endast inventerats innan aluminiumbehandlingen genomfördes, och med standardiserad metodik år 2009 samt 2019 (Gustafsson 2009, Arvidsson & Gustafsson 2019). Underlag saknas alltså för jämförelser mot perioden efter åtgärd, något som i det här sammanhanget gör en redovisning irrelevant.

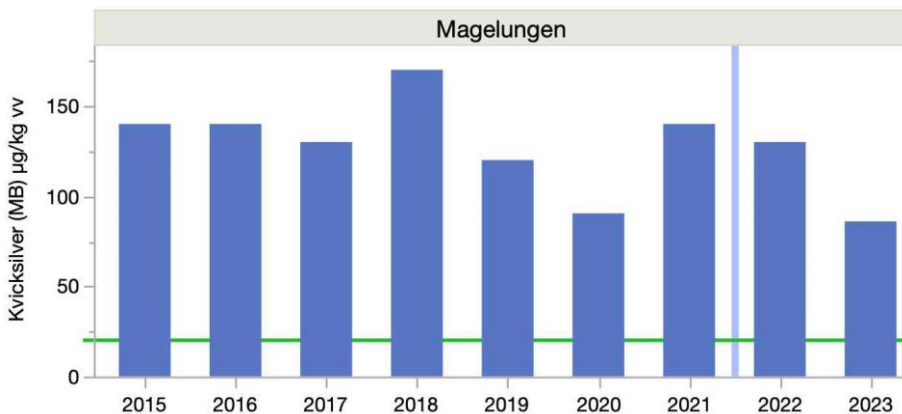
Miljögifter

Miljögifter i fisk

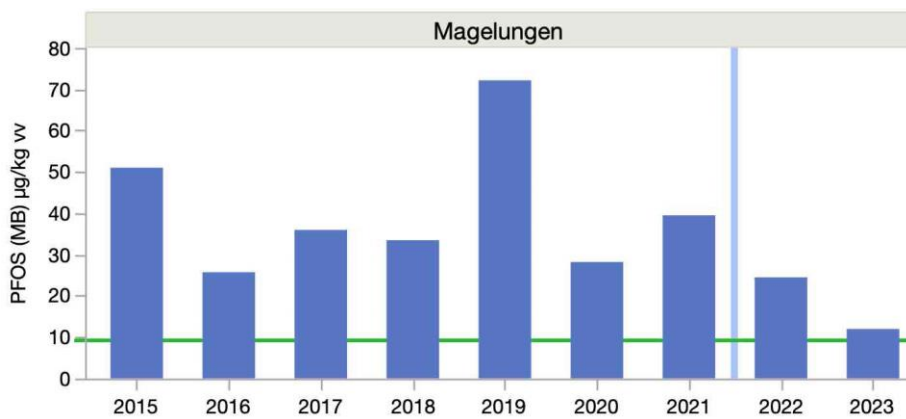
Halter av kvicksilver samt de organiska miljögifterna perfluoroktansulfonsyra (PFOS), polybromerade difenyletrar (PBDE) och polyklorerade bifenyletrar (PCB) i abborre (15-20 cm) visas nedan per undersökningsår samt mot gränsvärden för god status (Figur 106-109). Miljögiftshalterna uppvisar relativt stora mellanårsvariationer utan tydligt mönster. Särskilt stora är variationerna för PFOS och PBDE som också har gemensamt att de lägsta halterna uppmättes efter åtgärd, år 2022 och 2023.

Kvicksilver och PBDE överskrider miljökvalitetsnormerna i samtliga svenska ytvatten till följd av långväga luftburen spridning, och uppmättes i Magelungen i halter som samtliga år lågt högt över beslutade gränsvärden (Figur 106 och 108). Även PFOS uppmätts vid samtliga tillfällen i halter över miljökvalitetsnormen, även år 2022 då halten med Magelungens mått mätt var ovanligt låg (Figur 107). Halterna av PCB låg samtliga år med god marginal under gränsvärdet och bedöms ha god ekologisk status (Figur 109).

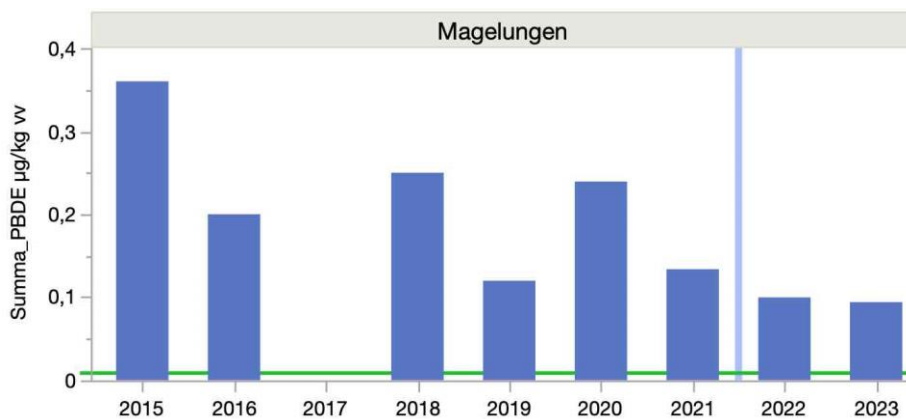
Inga statistiskt signifikanta samband kunde beläggas mellan miljögiftshalter i fisk och totalfosfor eller klorofyll i ytvatten. Korrelationsanalys pekar dock på tendenser till positivt samband mellan halten av PBDE i fisk och klorofyll i ytvatten ($p=0,059$, $R^2=0,34$; Figur 110).



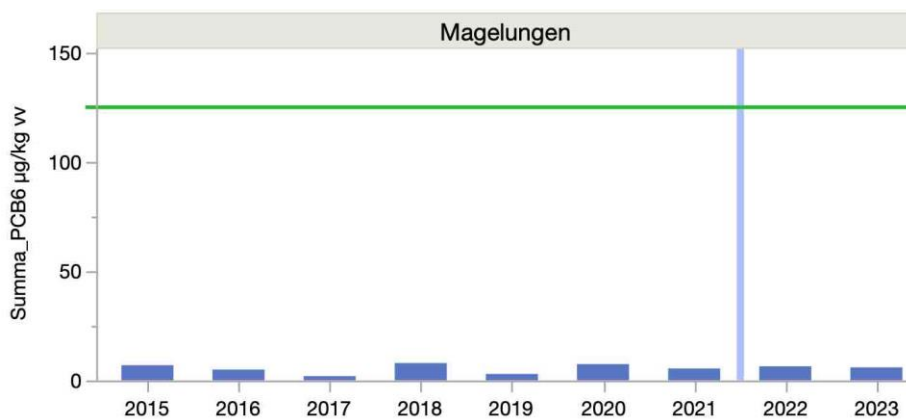
Figur 106. Kvicksilver (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Magelungen, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



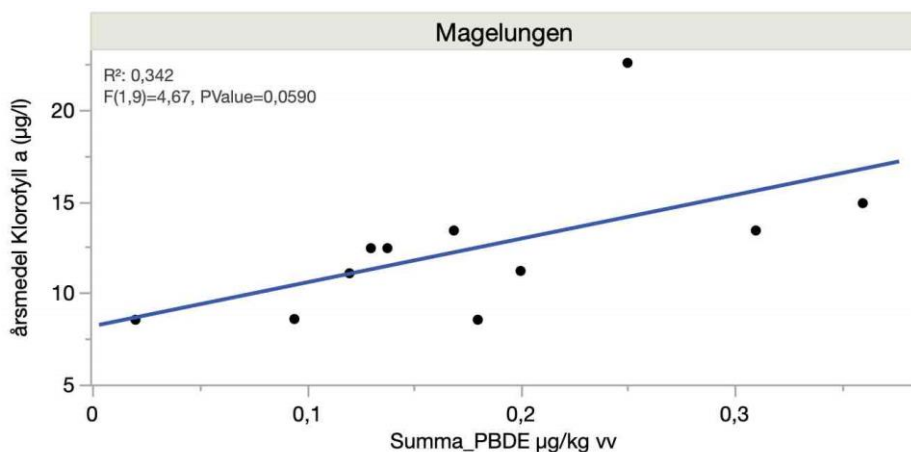
Figur 107. PFOS (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Magelungen, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 108. Summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Magelungen, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



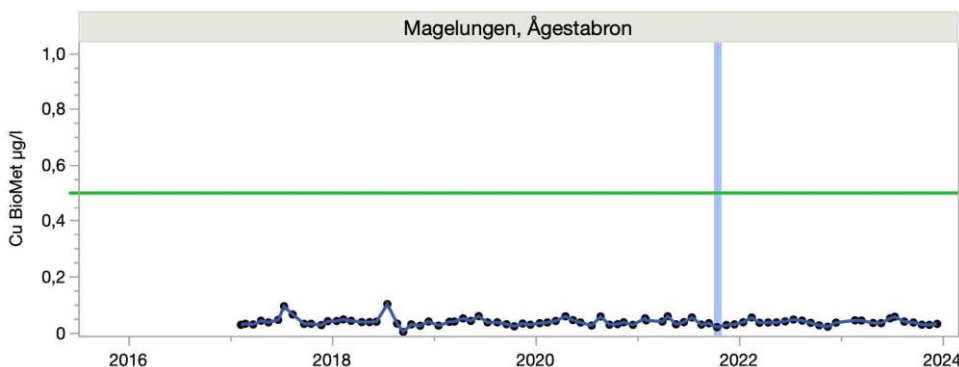
Figur 109. Summa PCB-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Magelungen, 2015-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status indikeras av grönt streck.



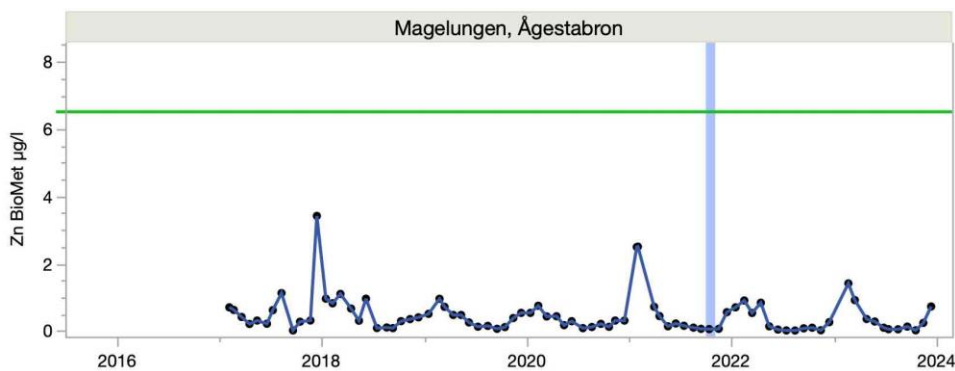
Figur 110. Klorofyll i ytvatten (µg/l) och summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Magelungen, 2015-2023.

Metaller i vatten

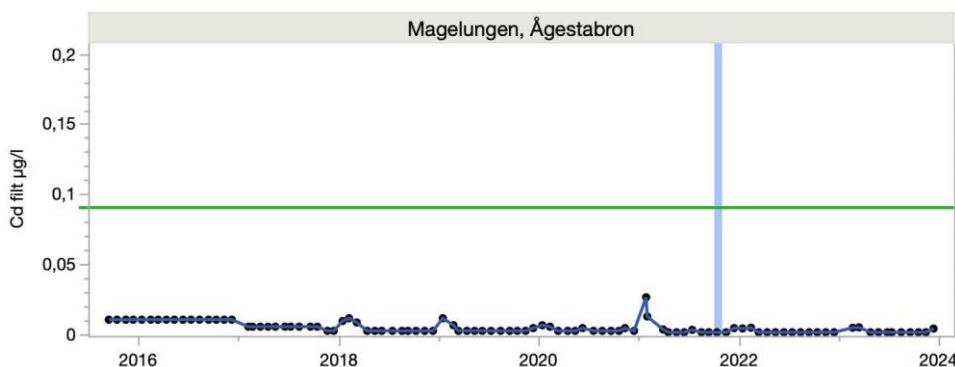
Halter av metaller i kategorierna särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och prioriterade ämnen visas nedan per undersökningsår tillsammans med gränsvärden för god ekologisk respektive kemisk status (Figur 111-115). Gemensamt är att miljögiftshalterna inte uppvisar något tydligt mönster över tid, och inte heller någon koppling till tidpunkten för aluminiumbehandling. Samtliga metaller låg med god marginal under fastställda gränsvärden och uppnådde därmed god ekologisk eller kemisk status.



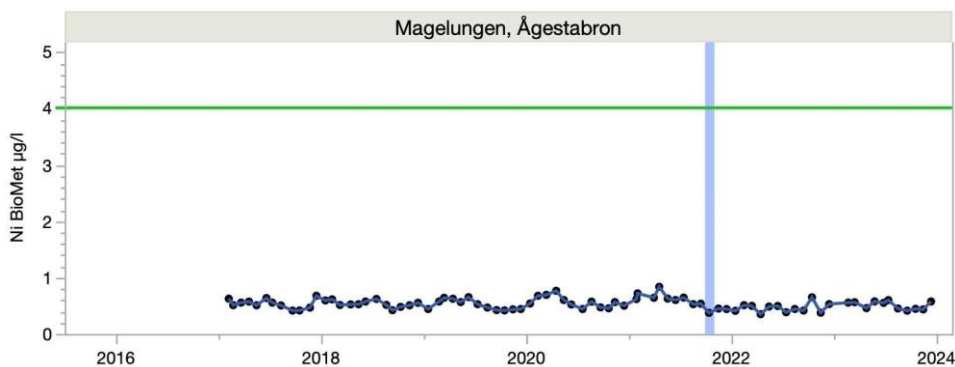
Figur 111. Koppar (biotillgänglig, µg/l), Magelungen vid mätstation Ågestabron 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status (0,5 µg/l) indikeras av grönt streck.



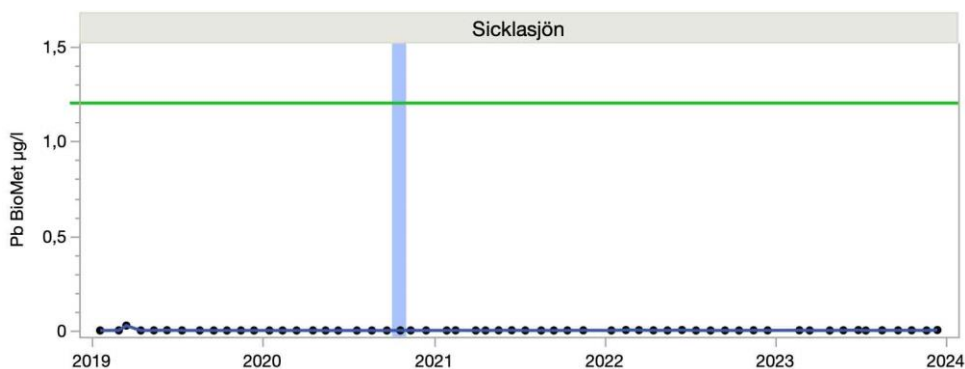
Figur 112. Zink (biotillgänglig, µg/l), Magelungen vid mätstation Ågestabron 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god ekologisk status (5,5 µg/l) indikeras av grönt streck efter påslag för naturlig bakgrundshalt (1 µg/l; Herbert m.fl. 2009).



Figur 113. Kadmium (filtrerad, µg/l), Magelungen vid mätstation Ågestabron 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (0,09 µg/l) indikeras av grönt streck.



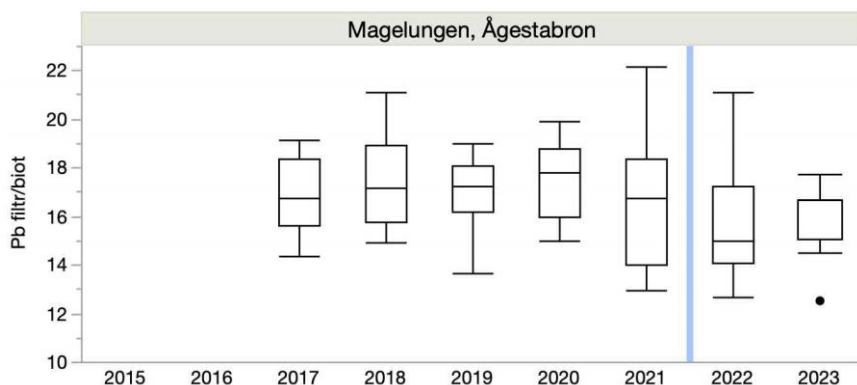
Figur 114. Nickel (biotillgänglig, µg/l), Magelungen vid mätstation Ågestabron 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (4 µg/l) indikeras av grönt streck.



Figur 115. Bly (biotillgänglig, µg/l), Magelungen vid mätstation Ågestabron 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Gränsvärdet för god kemisk status (1,2 µg/l) indikeras av grönt streck.

Biotillgänglighet

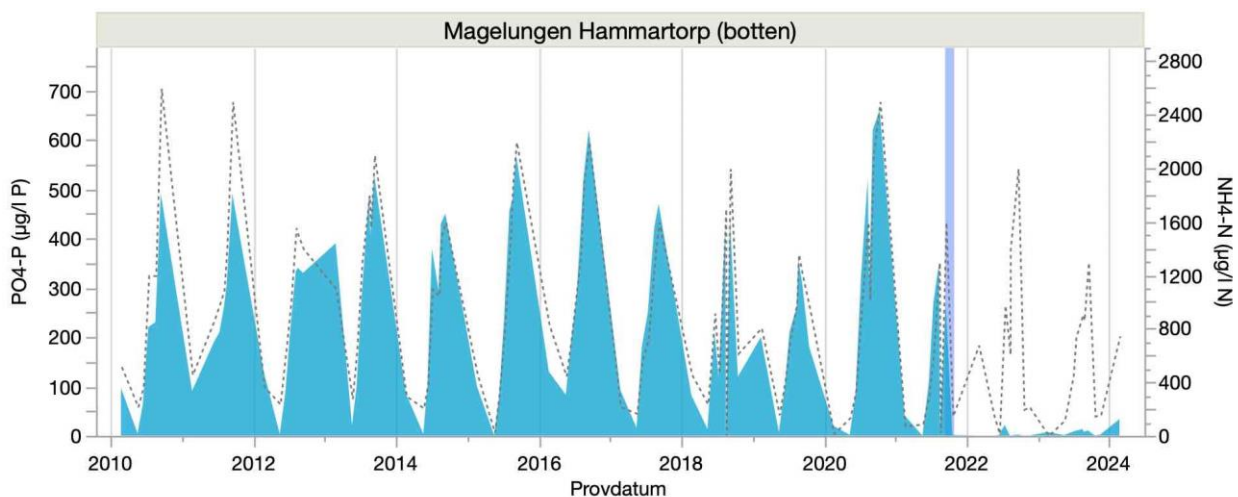
För koppar, zink, nickel och bly i vatten baserar sig statusklassificeringen på biotillgängliga halter. Jämförelser av kvoten mellan lösta (filtrerade) och biotillgängliga metallhalter visar på stora inomårsvariationer, men tyder inte på att det skett några förändringar i biotillgänglighet över tid. Det gäller möjligen med undantag för bly, där mediankvoten var aningen lägre efter åtgärd, något som indikerar ökad biotillgänglighet (Figur 116).



Figur 116. Bly i ytvatten, sett som kvoten mellan filtrerad (löst) och biotillgänglig halt ($\mu\text{g/l}$), Magelungen vid mätstation Ågestabron, 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Slutsatser och sammanfattande bedömningar

Aluminiumbehandlingen av Magelungen tycks av allt att döma ha haft avsedd effekt så till vida den tidigare kraftigt förhöjda internbelastningen efter åtgärd reducerats till en nivå nära noll. Innan åtgärden sågs i Magelungens bottenvatten ett mönster av samvarierande fosfat- och ammoniumhalter med ackumulerande, höga halter under skiktningssperioderna som följd av mineralisering av organiskt material i sedimenten och frisättning till vattenmassan (Figur 117). De fortsatt höga ammoniumhalter som uppmäts efter åtgärden visar på en fortsatt frisättning av näring från sjöns sediment. Mätdata illustrerar också tydligt att aluminiumbehandlingen förmått binda den absoluta huvuddelen av den lösta organiska fosfor som annars skulle ha frisatts till bottenvattnet och bidragit till interngödning. Vintern 2024 ses något förhöjda fosfathalter vid bottarna, och fortsatt övervakning kommer att ge värdefull kunskap om hur åtgärden står sig över tid.



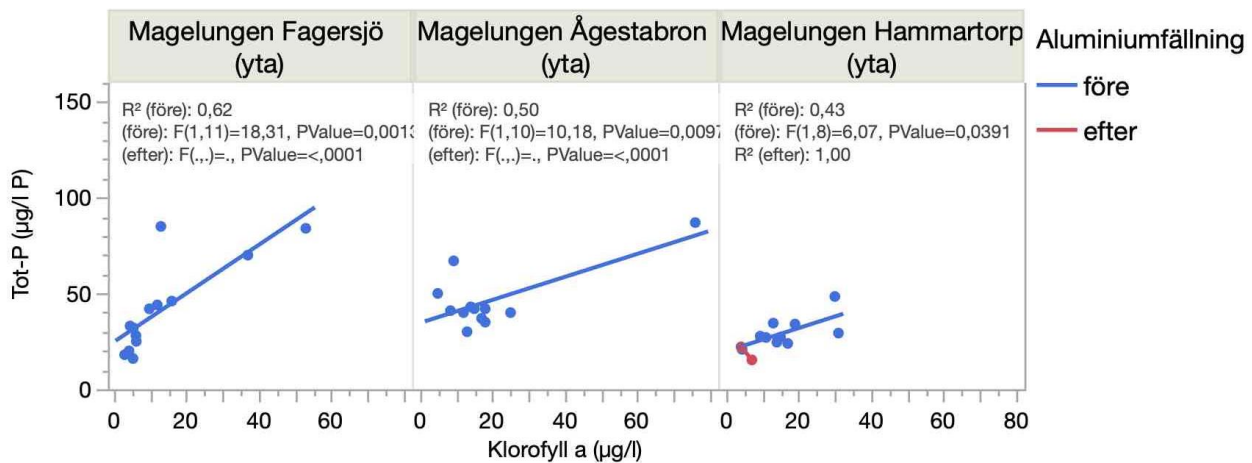
Figur 117. Fosfatfosfor (blåmarkerad) och ammoniumkväve (streckad) (µg/l) i bottenvatten, Magelungen vid mätstation Hammartorp, 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes sept-okt 2021 (blått streck).

En jämförelse av ekologisk status för variabler som speglar näringstillstånd och näringspåverkan visar genomgående på positiva förändringar efter aluminiumbehandlingen hösten 2021 (Tabell 5). De största förändringarna vid en jämförelse mellan perioden innan och efter åtgärd är lägre totalfosforhalter, mindre omfattande växtplanktonblomningar utan dominans av cyanobakterier, förbättrade ljusförhållanden och ett fiskesamhälle i balans. Förändringarna motsvarar en utveckling från måttlig eller otillfredsställande ekologisk status till god eller hög status. Bottenfaunasamhället i Magelungens profundal (djupzon) uppvisar mindre förändringar, motsvarande en utveckling från dålig till otillfredsställande status. Påtagliga förändringar av faunasamhället kräver tydligt förbättrade syrgasförhållanden och minskad organisk belastning, förändringar som inte kan väntas på så kort sikt som några år.

Tabell 5. Ekologisk status för övergödningsrelaterade variabler, före respektive efter aluminiumbehandling av Magelungen hösten 2021. Statusklass anges med blå=hög status, grön=god status, gul=måttlig status, orange=otillfredsställande status och röd=dålig status.

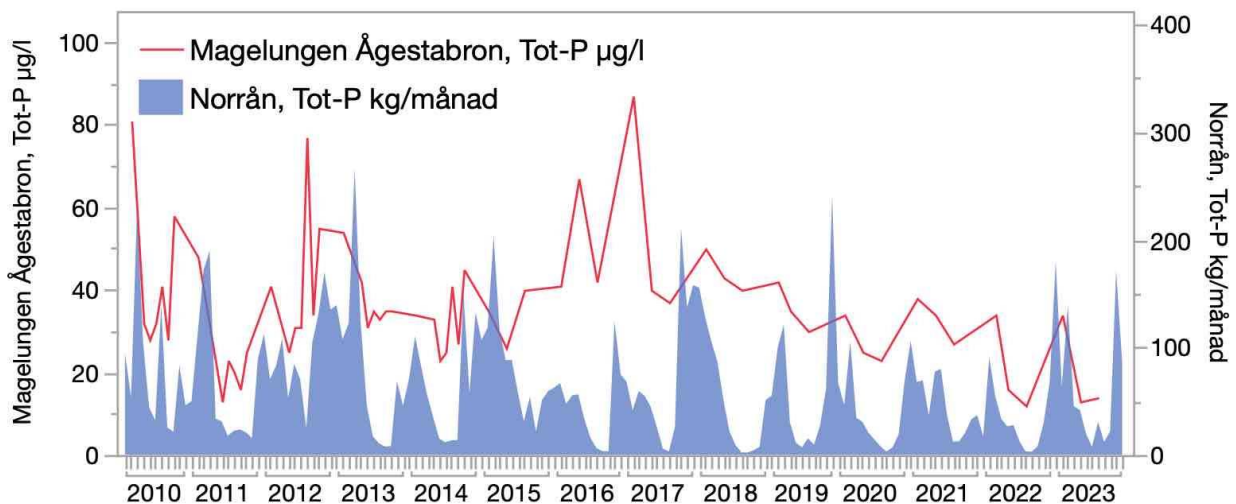
Ekologisk status	Före åtgärd (2018-2020)	Efter åtgärd (2022-2023)
Totalfosfor		
Växtplankton, sammanvägd		
- klorofyll		
- biomassa		
- planktontrofiskt index (PTI)		
Ljusförhållanden (siktdjup)		
SFÄ -Ammoniak		
Bottenfauna, profundal (BQI)		
Fisk, EQR8 (generell)		
Fisk, EindexW3 (näring)		

Tydliga samband kunde beläggas mellan halter av totalfosfor och klorofyll i Magelungens ytvatten ($p < 0,05$, $R^2 = 0,4-0,6$; Figur 118), något som visar kopplingen mellan övergödning (förhöjda näringshalter) och effekter på sjöns biologi.



Figur 118. Totalfosfor och klorofyll (µg/l) i ytvatten, Magelungen vid mätstationerna Fagersjö, Ågestabron och Hammartorp, 2010-2023. Data visas för perioden före aluminiumbehandling (blått) respektive efter (rött).

De positiva förändringar som ses i Magelungens miljötillstånd sammanfaller i tid med aluminiumbehandlingen och tycks av allt att döma ha skett tack vare den interna åtgärden, utförd genom sedimentinjicering. Det är också tänkbart att förändringar i extern näringsbelastning kan ha del i utvecklingen. Inget direkt samband kunde beläggas mellan fosforbelastningen från Magelungens största tillflöde Norrån och totalfosforhalterna i sjöns ytvatten, inte heller vid mätstationen Ågestabron som ligger närmast vattendragets mynning (Figur 119). Att en förhöjd extern belastning bidrar till övergödning och över tid även till förhöjd intern fosforbelastning är väl känt. För att effekten av den interna åtgärden ska vara hållbar över tid krävs att den externa näringstillförseln ligger på en acceptabel nivå.



Figur 119. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten i Magelungen vid mätstation Ågestabron och totalfosforbelastning (kg/månad) via Norrån, 2010-2023.

Miljögiftshalterna i fisk och vattenmassa tycks inte ha förändrats på något vis som indikerar ett samband till den interna åtgärden. För bly ses möjligen tendenser till ökad biotillgänglighet.

Sicklasjön

Allmän beskrivning

Sicklasjön ligger sydost om Stockholm, till största del i Nacka kommun med en mindre del inom Stockholms stad. Den långsmala sprickdalssjön står åt öster i direkt förbindelse med Järlasjön via ett smalt sund, och avrinner åt väster till Hammarby Sjö via Sickla sluss. Sicklasjön har en yta av 0,15 km², ett medeldjup på 3 meter och ett största djup på 5,4 meter.

Sicklasjön är utpekad som vattenförekomst (VISS EU_CD SE657791-163223) och omfattas av beslutade miljö kvalitetsnormer god ekologisk status med tidsfrist till 2027 för näringsämnen och växtplankton, samt god kemisk status med tidsfrist till 2027 för ett antal metaller och organiska miljögifter. Enligt Vattenmyndighetens senaste bedömning har Sicklasjön dålig ekologisk status och uppnår ej god kemisk status, även utan hänsyn till kvicksilver och PBDE (förvaltningscykel 3, 2017-2021, källa: VISS). Sicklasjöns miljö kvalitet övervakas huvudsakligen via mätstationen Sickla Långsjö, mitt i sjön.

Aluminiumbehandling

Sicklasjön aluminiumbehandlades i oktober-november år 2020 med Vattenresurs Sverige AB som entreprenör och Nacka kommun som beställare. Åtgärden finansierades av Nacka kommun, Stockholms stad samt genom LOVA.

Behandlingen utfördes genom sedimentinjicering och kompletterande fällning i vattenfas, i båda fall med polyaluminiumkloridlösning. Bottenytor djupare än 2 meter behandlades genom injicering av aluminiumdosen 60 g/m², totalt omfattades 8 ha. I syfte att fälla ut fosfor ur vattenmassan behandlades samma ytor även genom fällning i vattenfas, då med dubbla doser 15 g Al/m². Den totala mängden aluminiummängden uppgick enligt entreprenören till 7 ton.

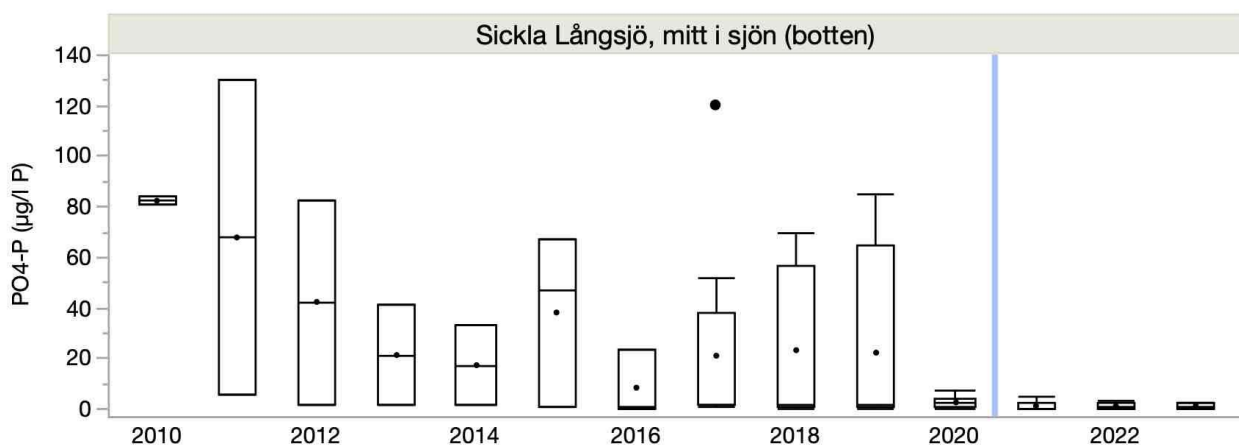
Av betydelse vid utvärdering av åtgärdens effekt är att den uppströms belägna Järlasjön aluminiumbehandlades strax innan Sicklasjön, i augusti år 2020.

Fosfor

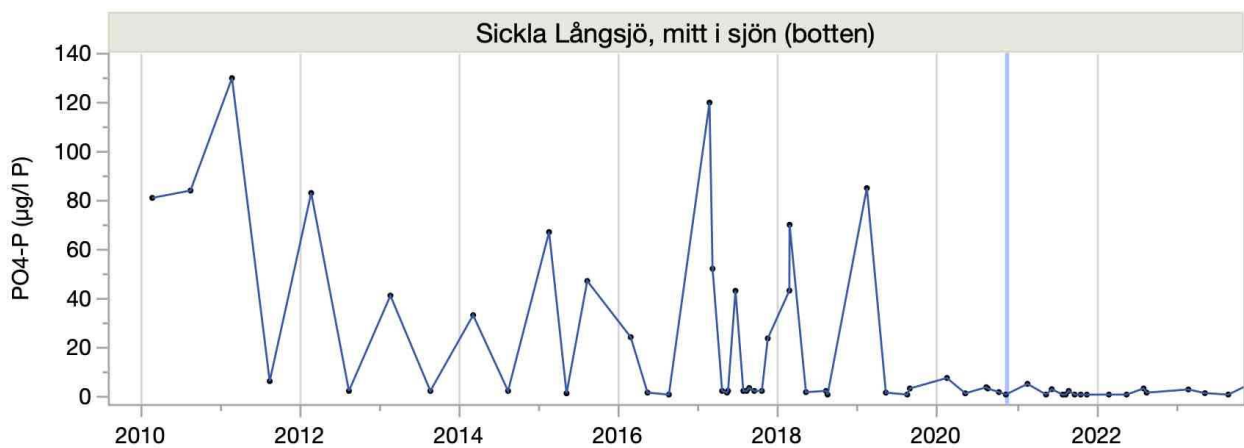
Fosfatfosfor i bottenvatten

Till och med februari år 2019 uppmättes årligen tydligt förhöjda, om än inte särskilt höga, fosfatfosforhalter i Sicklasjöns bottenvatten (Figur 120 och 121). Halterna var vanligen högst under vintern då den förhållandevis grunda och i övrigt ofta omblandade sjön var stabilt skiktad. Redan från maj år 2019 ses genomgående mycket låga fosforhalter vid bottenarna, det vill säga långt innan sjön aluminiumbehandlades hösten 2020. Att så var fallet skulle kunna förklaras av att sjön varit omblandad och att fosfat som frisatts från sedimenten därmed späts ut i hela vattenmassan.

Bottenvattenhalterna låg dock nära noll även i augusti 2019 och 2020, då vattenmassan var stabilt skiktad åtminstone vid ett av månadens två provtagningstillfällen, något som framgår av att svår syrgasbrist då rådde vid bottenarna. Eftersom de låga halterna manifesterade sig redan 2019 kan fenomenet inte heller vara en effekt av aluminiumbehandlingen av Järlasjön som ägde rum först i augusti 2020. Givet de mycket låga halter som rådde redan innan hösten 2020, sågs ingen påtaglig effekt av den interna åtgärden i Sicklasjön. Att halterna varit fortsatt låga sedan dess är rimligen en effekt av åtgärder mot internbelastning.



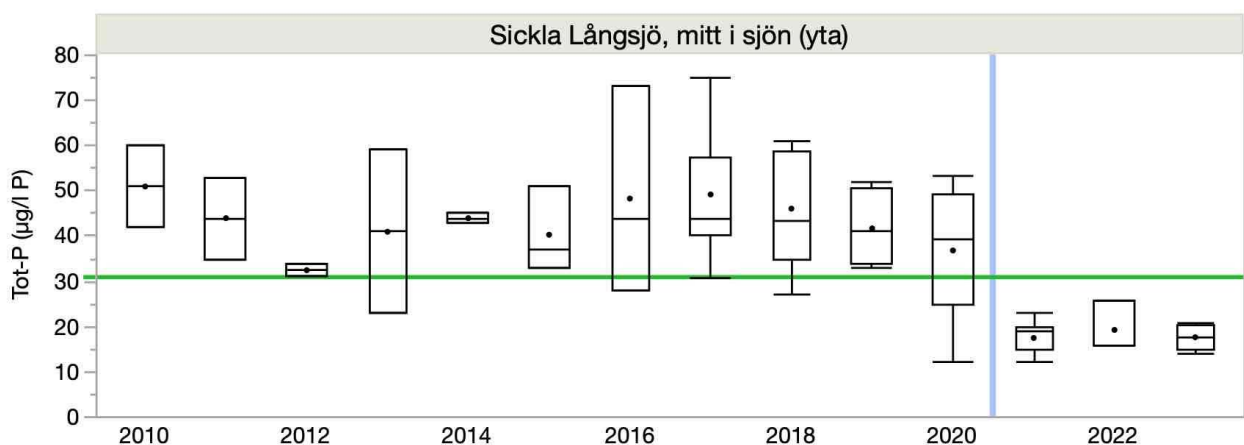
Figur 120. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l P}$) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 121. Fosfatfosfor ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

Totalfosfor i ytvatten

I samband med och efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 mer än halverades årsmedelhalterna av totalfosfor i Sicklasjöns ytvatten och låg vid samtliga mättillfällen och årstider år 2021-2023 på en nivå med god marginal till gränsvärdet mellan god och måttlig status (Figur 122 och 123). Förändringen innebär att Sicklasjön gått från ett tillstånd motsvarande måttlig näringsstatus år 2017-2019 (medelhalt $46 \mu\text{g/l}$), till hög status år 2021-2023 (medelhalt $18 \mu\text{g/l}$). Bedömningarna baseras på det referensvärde Vattenmyndigheten tillämpade vid den senaste statusklassificeringen ($15,4 \mu\text{g/l}$, källa: VISS). Några tendenser till återgång till de förhöjda halter som tidigare karakteriserade sjön ses inte.



Figur 122. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus ($31 \mu\text{g/l}$, baserat på referensvärde $15,4 \mu\text{g/l}$; källa: VISS) indikeras av grönt streck. Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

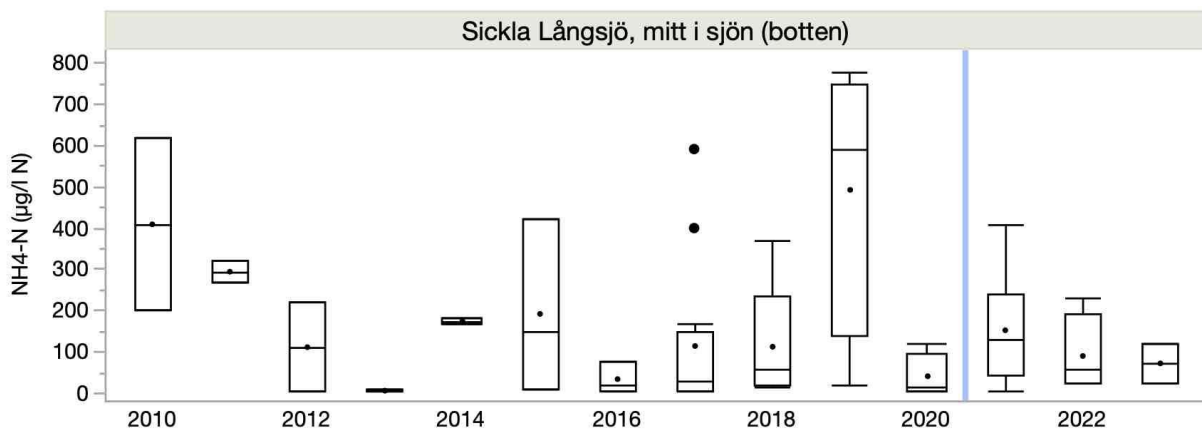


Figur 123. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus ($31 \mu\text{g/l}$) indikeras av grönt streck.

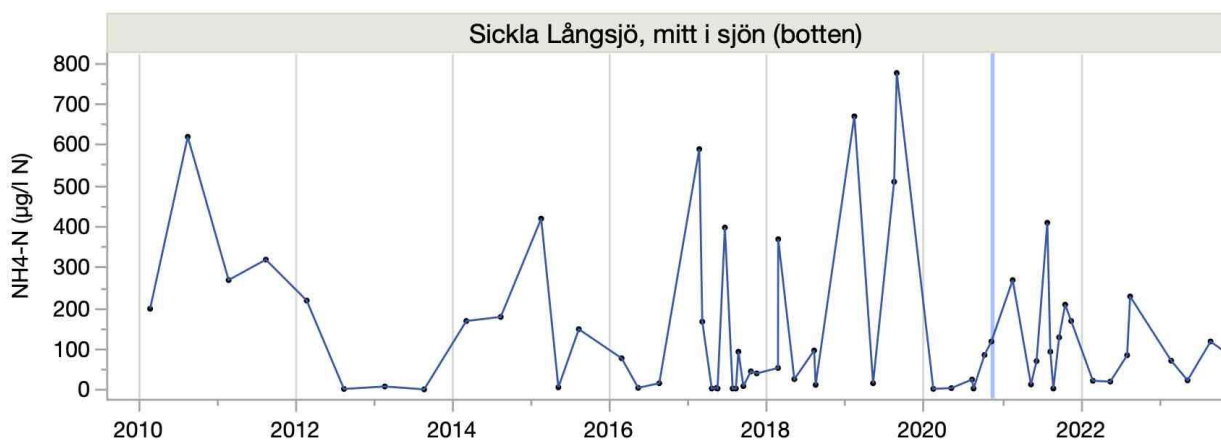
Kväve

Ammonium i bottenvatten

Ingen tydlig effekt ses på ammoniumkvävehalterna i Sicklasjöns bottenvatten kopplat till tidpunkten för aluminiumbehandlingen, hösten 2020 (Figur 124 och 125). Över året ses i princip samma generella mönster som för fosfat (se ovan) med högst halter under vinterns skiktningsperiod. Mönstret skiljer sig dock åt sommaren 2019, då fosfat uppmättes i halter nära noll medan ammoniumhalterna var mycket tydligt förhöjda ($500\text{--}700 \mu\text{g/l}$). Någon rimlig förklaring till avvikelsen kan vi inte presentera. Att kvävehalterna år 2020 genomgående var mycket låga kan tolkas som att frisättningen från sedimenten av någon anledning varit begränsad, eller mer troligt som en effekt av utspädning till följd av att vattenmassan varit omblandad. Samma fenomen skulle i så fall förklara de ovanligt låga fosfathalterna samma period. Efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 har förhöjda halter ammoniumkväve åter uppmätts vid bottenarna, något som påvisar fortsatt frisättning av näring från sedimenten.



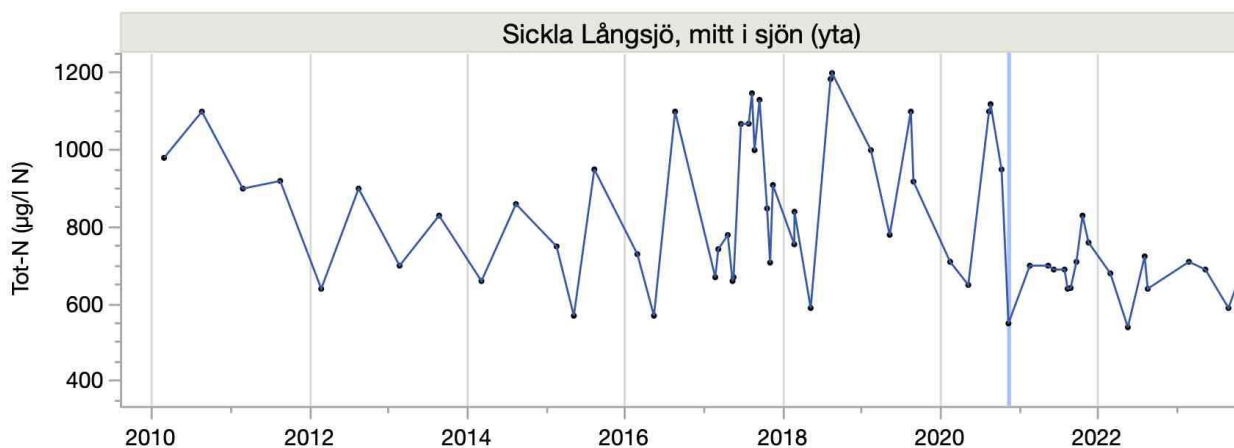
Figur 124. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 125. Ammoniumkväve ($\mu\text{g/l}$) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

Totalkväve i ytvatten

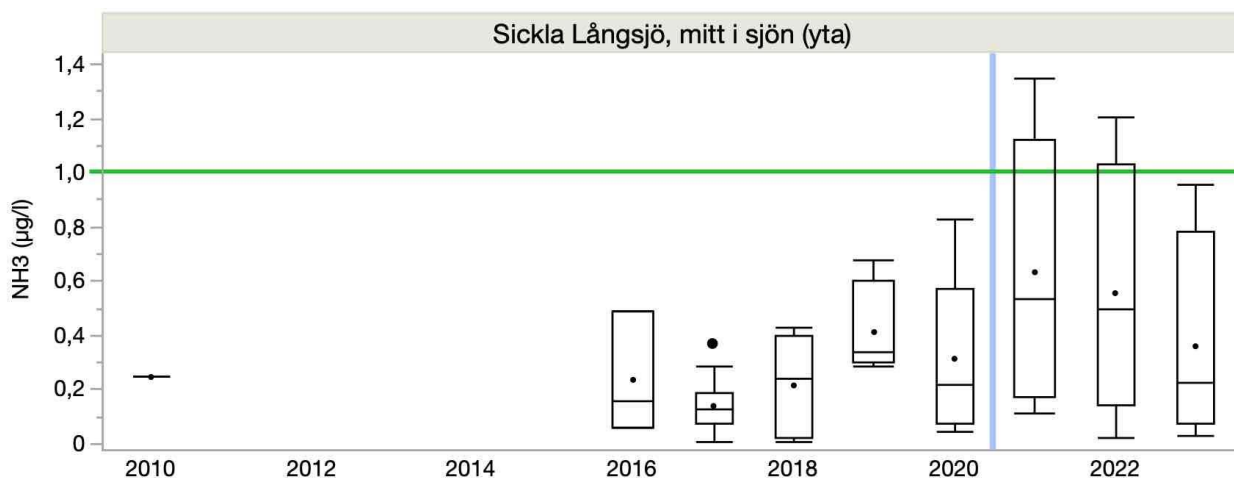
I samband med aluminiumbehandlingen hösten 2020 ses tydligt reducerade totalkvävehalter i Sicklasjöns ytvatten, sannolikt som en effekt av att partikulärt material fällts ut ur vattenmassan (Figur 126). Halterna har legat kvar på en lägre nivå även efter behandlingen.



Figur 126. Totalkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

Ammoniak i ytvatten

Åren efter aluminiumbehandlingen uppvisar Sicklasjön högre och mer variabla halter av ammoniakkväve i jämförelser med perioden innan åtgärd (Figur 127). Fenomenet är sannolikt en effekt av minskat växtplanktonupptag av ammoniumkväve till följd av än mer uttalad fosforbegränsning. Årsmedelhalterna har vid samtliga mättillfällen legat under gränsvärdet ($1,0 \mu\text{g/l}$), både före och efter åtgärden.

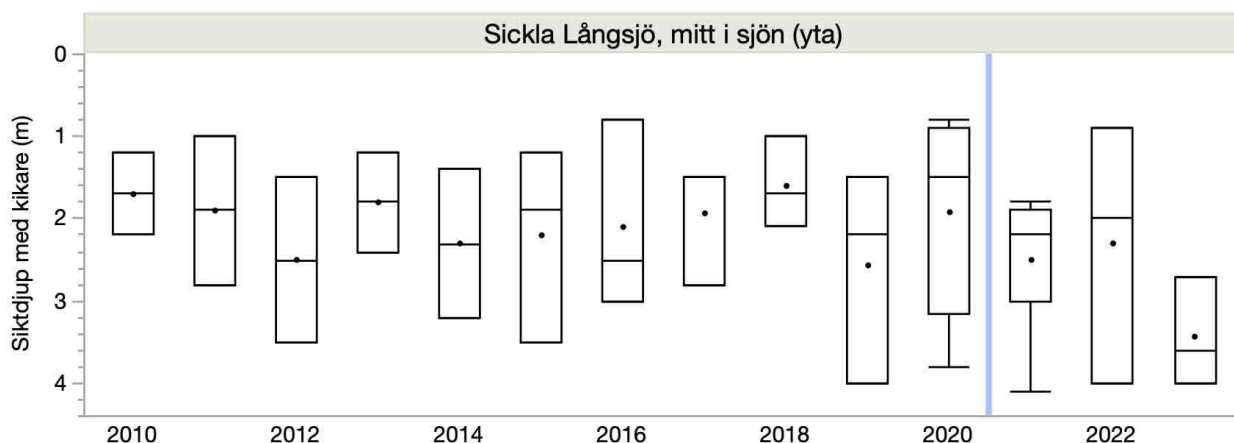


Figur 127. Ammoniakkväve ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Ljusförhållanden

Magelungens ljusförhållanden, mätt som siktdjup, uppvisar stora variationer både inom och mellan år (Figur 128). Siktdjupet under sommaren (augusti) var efter åtgärd tydligt förbättrat, och låg år 2023 för

första gången med stor marginal större än den indikativa gränsen för god status (Figur 129). Sett till medelvärden före och efter behandling förbättrades siktdjupet från otillfredsställande till god status.



Figur 128. Siktdjup (m), Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

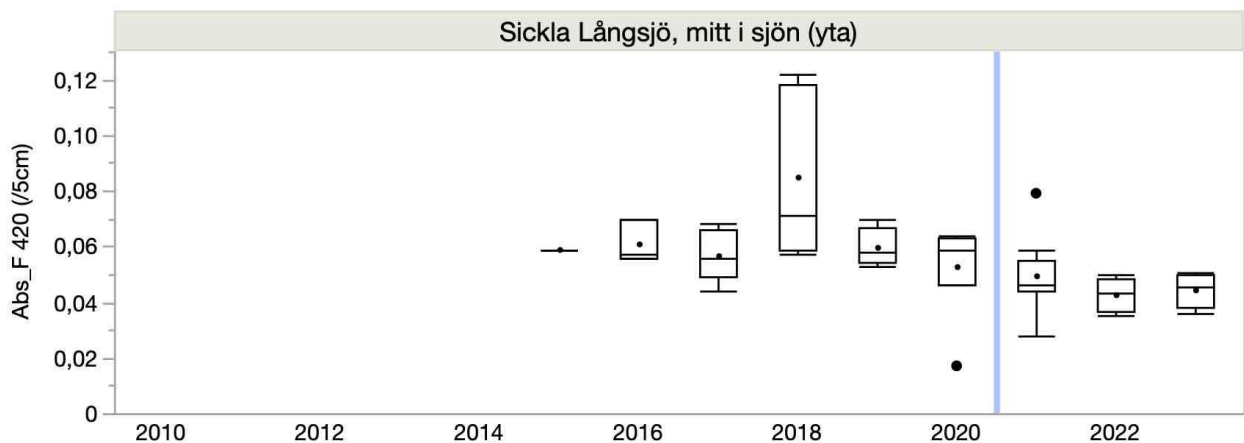


Figur 129. Siktdjup (m) under sommaren (augusti), Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig näringsstatus indikeras av grönt streck.

Siktdjupet påverkas bland annat av mängden partiklar i vattnet samt av vattenfärgen, något som kan analyseras som grumlighet/turbiditet respektive absorbans. Turbiditet har endast analyserats ett fåtal år och underlaget är för litet för att dra några slutsatser om tillståndet (Figur 130). Vattenfärgen indikerar ett något klarare vatten (mindre brunfärgat) efter behandling, men skillnaderna är små (Figur 131).



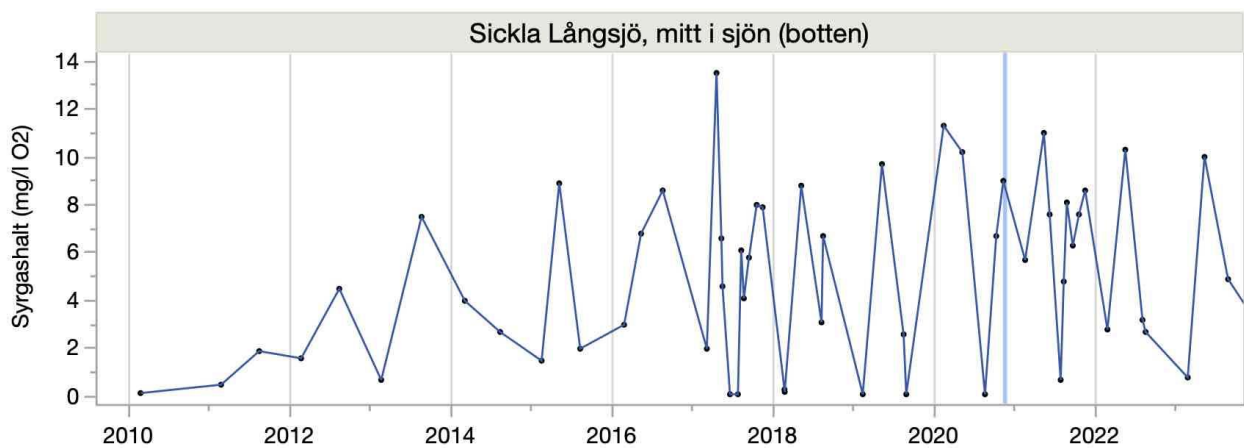
Figur 130. Grumlighet mätt som turbiditet (FNU), Sicklasjön, 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



Figur 131. Vattenfärg mätt som absorptions (filtrerat, 420 nm, 5 cm kyvett), Sicklasjön, 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Syrgasförhållanden

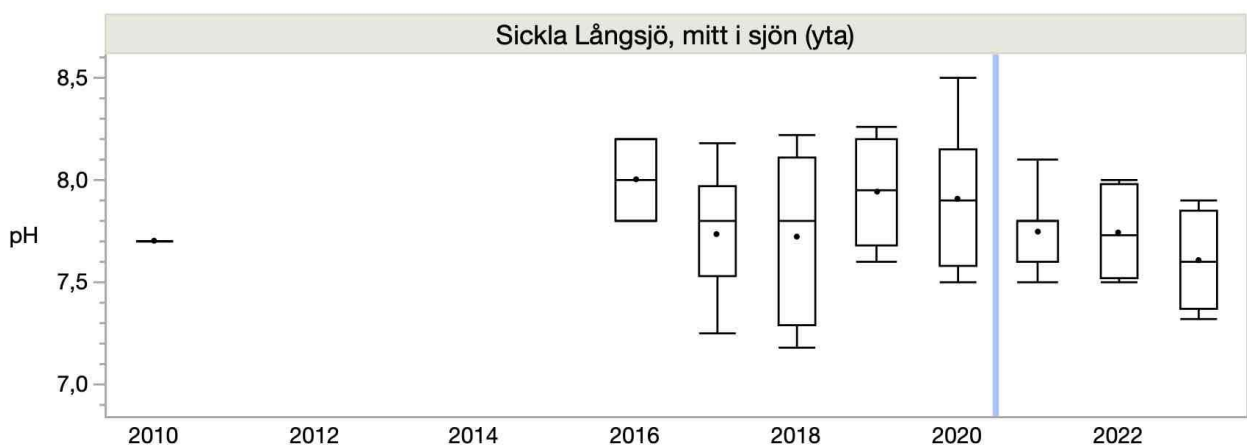
Syrgashalterna i Sicklasjöns bottenvatten uppvisar stora variationer över året (Figur 132). Vattenmassorna i den grunda sjön är sällan stabilt skiktade under längre perioder, och syrgasbrist uppkommer som regel under vintern och ibland sommartid. Inga tydliga generella skillnader ses i syrgashalter vid en jämförelse av perioden före och efter intern åtgärd. Svavelväte bildas under syrgasfria förhållanden som en följd av bakteriella nedbrytningsprocesser i bottnarna. Svavelväte har endast registrerats vid två tillfällen, 2017 och 2020, och då i låga halter i samband med skiktning.



Figur 132. Syrgas (mg/l) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

Surhet

Vattnets surhet mäts vanligen som pH-värde och påverkas av tillrinnande vatten samt av växtplanktonblomningar och annan fotosyntesaktivitet. Perioden efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 ses något lägre pH-maxima och tendenser till mindre pH-variationer (Figur 133). En sådan utveckling är sannolikt en effekt av mindre intensiva algbloomningar, något som i sin tur skulle kunna relateras till minskad näringstillgång.

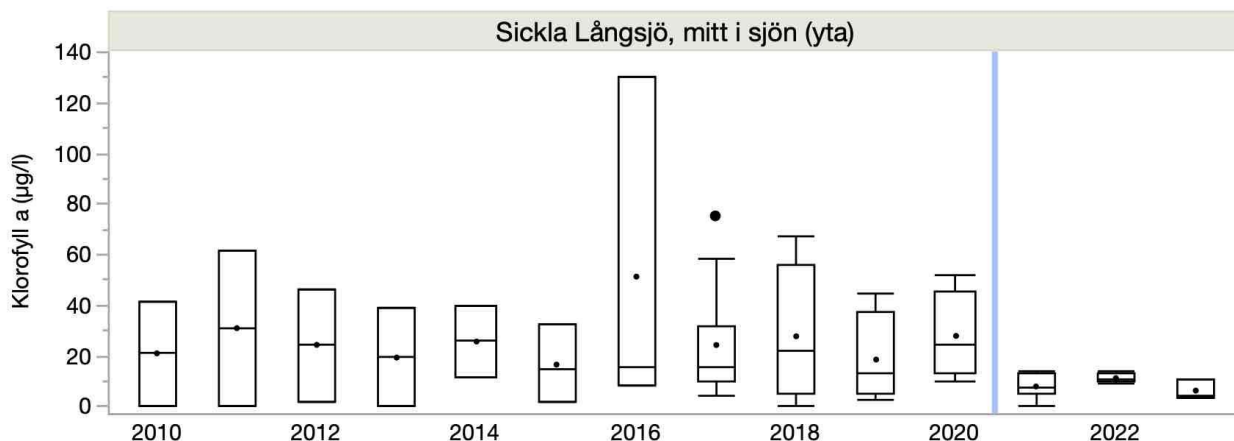


Figur 133. Surhet mätt som pH-värde i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

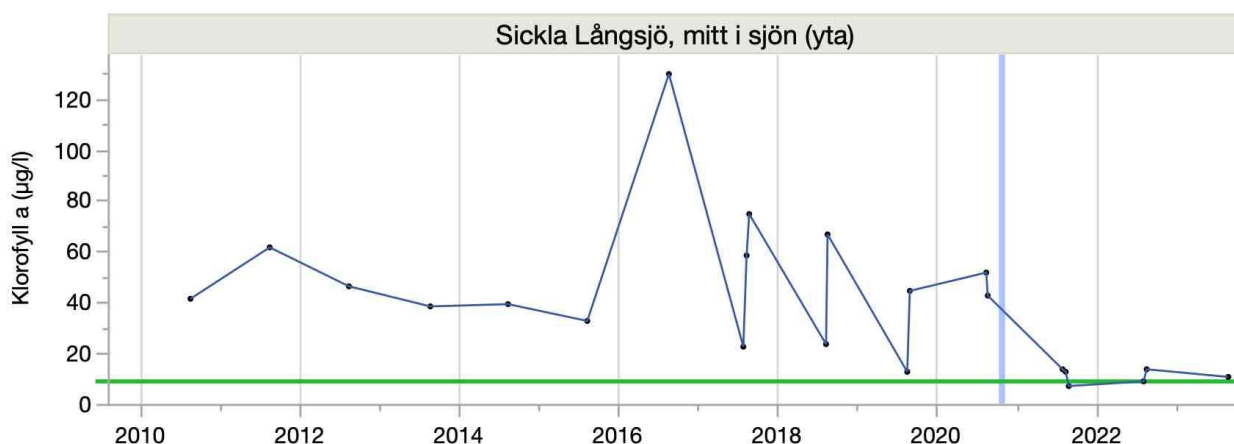
Växtplankton

Klorofyll a ger ett ungefärligt mått på mängden växtplankton och analyserades som regel i februari, maj och augusti. Perioden innan åtgärd var inom- och mellanårsvariationerna i klorofyllhalt generellt stora med

tidvis mycket höga halter (Figur 134 och 135). Efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 har halterna varit påtagligt lägre, och mindre variabla. Sett till enbart data för sommaren (juli-augusti) framgår att klorofyllhalterna minskade med mer än 70 procent efter aluminiumbehandlingen, och gick från dålig status (72 µg/l 2017-2019) till måttlig status (11 µg/l 2021-2023).



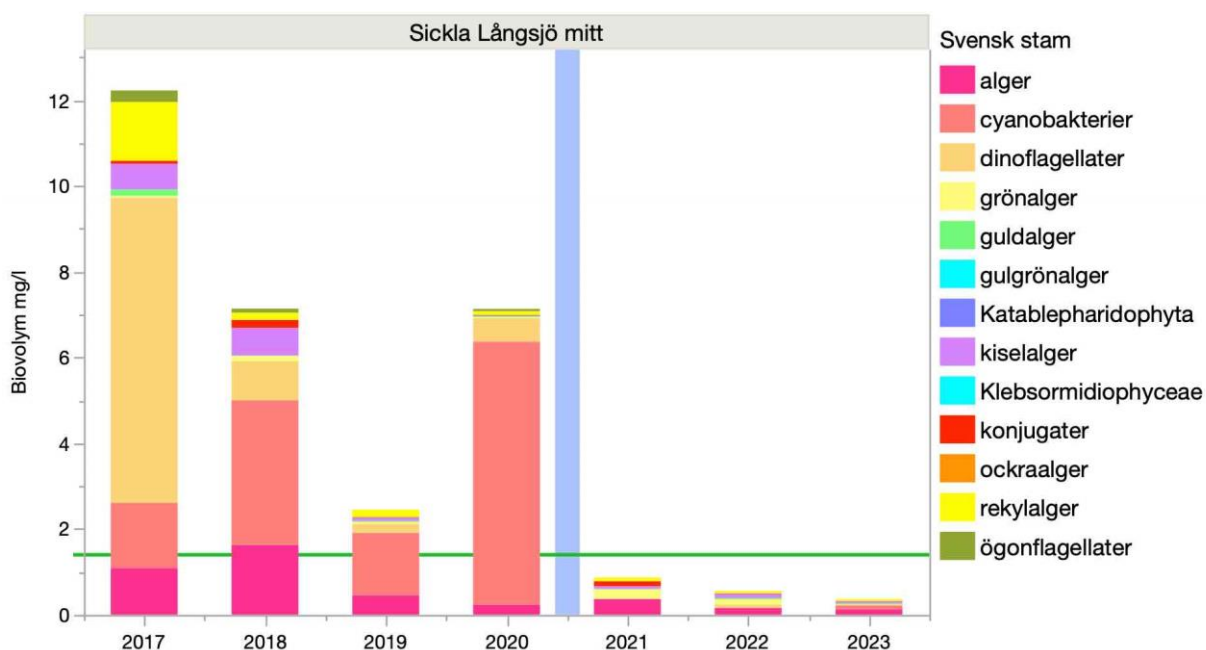
Figur 134. Klorofyll (µg/l) i ytvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Medelvärde visas med liten punkt och eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.



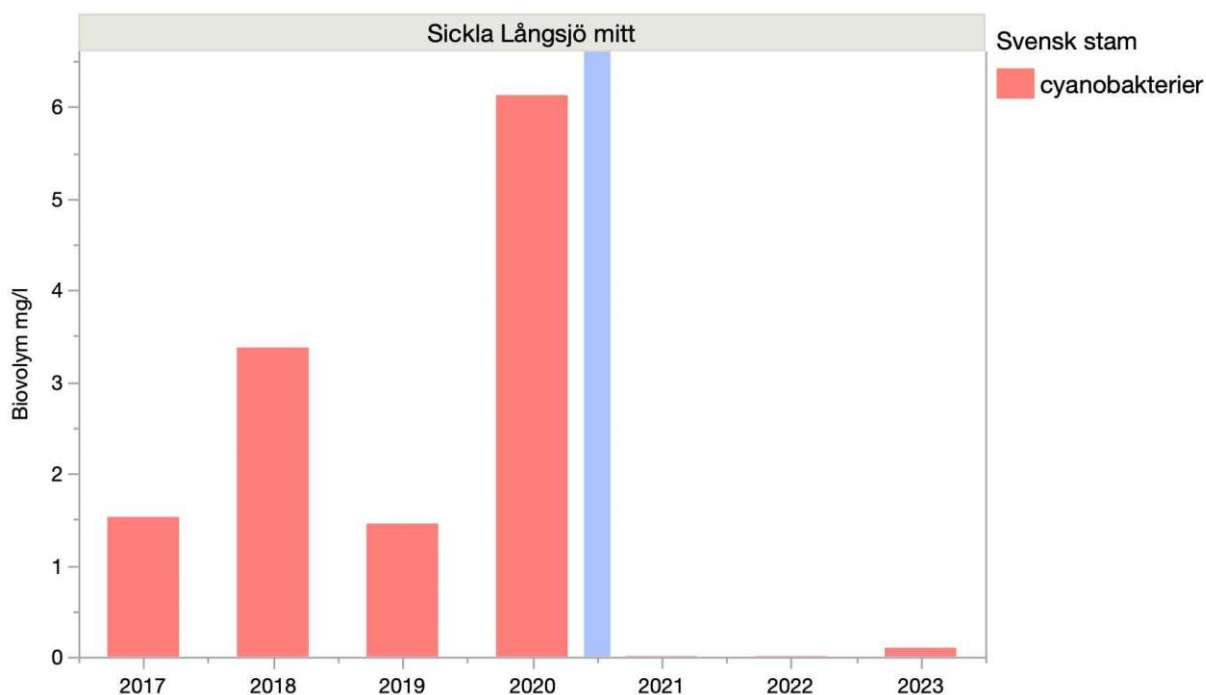
Figur 135. Klorofyll (µg/l) i ytvatten under sommaren (juli-augusti), Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Växtplanktonundersökning med analys av totalbiomassa/-volym och fördelning på grupper har utförts en gång per år (augusti). Innan aluminiumbehandlingen låg biomassorna på en nivå över gränsvärdet för god status, och undantaget år 2017 dominerades planktonsamhället av cyanobakterier (Figur 136 och 137). Efter åtgärd har biomassorna reducerats kraftigt, till en nivå under gränsvärdet, och istället växtplanktonsamhället uppvisar en större diversitet där cyanobakterier endast utgör en mindre andel. Förändringen innebar att Sicklasjön gick

från dålig status (5,6 mg/l 2017-2019) till god status (0,60 mg/l 2021-2023).



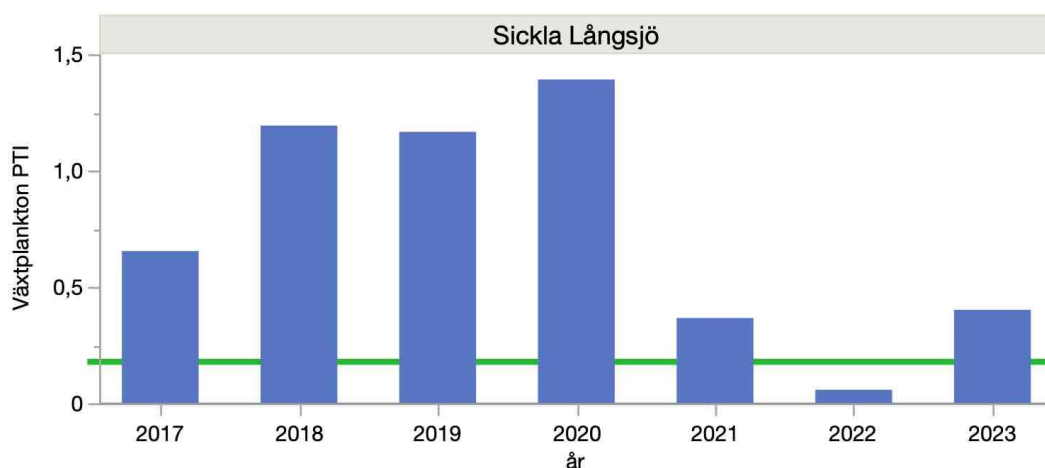
Figur 136. Växtplanktonbiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (augusti), Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.



Figur 137. Cyanobakteriebiomassa (mm³/l) i ytvatten under sommaren (augusti), Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

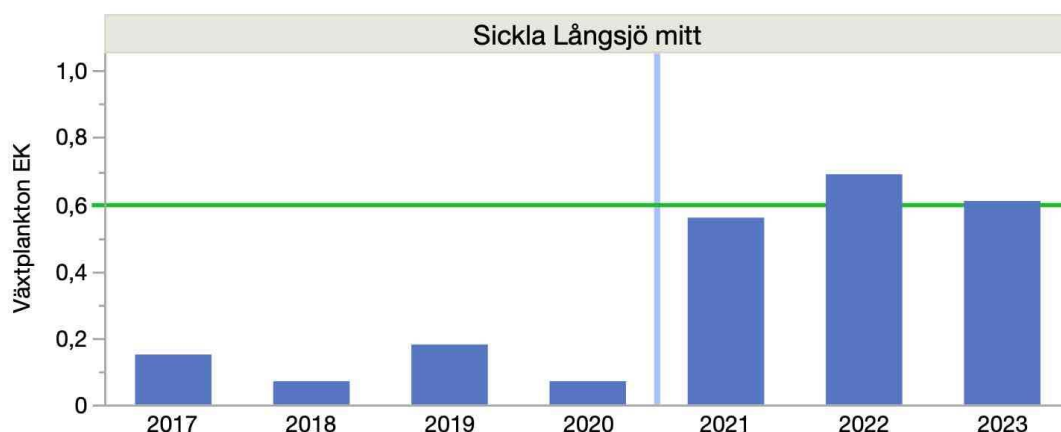
Klassificering av växtplankton baseras utöver klorofyllhalt och totalbiomassa även med ledning av planktontrofiskt index (PTI). Innan åtgärd låg index på en nivå motsvarande otillfredsställande eller dålig

status (Figur 138). Efter åtgärd uppvisade växtplanktonsamhällets sammansättning, speglat via PTI, måttlig eller god status. Förändringen innebär att Sicklasjön gick från dålig status (2017-2019) till måttlig status (2021-2023).



Figur 138. Planktontrofiskt index (PTI), Sicklasjön 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

En slutlig bedömning av näringspåverkan på baseras för växtplanktonsamhället på en sammanvägning av ekologiska kvoter (EK) för klorofyllhalt, totalbiomassa och planktontrofiskt index (PTI). Sicklasjön bedöms efter åtgärd ha måttlig till god ekologisk växtplanktonstatus, vilket innebär en påtaglig förbättring sett till perioden innan aluminiumbehandling, då utfallet genomgående var dålig status (Figur 139). Sett till treårsmedelvärden innebär förändringarna i planktonsamhället att Sicklasjön gick från dålig status (2017-2019) till god status, på gränsen till måttlig (2021-2023).



Figur 139. Växtplankton, sammanvägd ekologisk kvot (EK), Sicklasjön 2017-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsen mellan god och måttlig status indikeras av grönt streck.

Bottenfauna

Sicklasjöns bottenfauna har i närtid undersökts enbart efter aluminiumbehandlingen år 2020, nämligen år 2021 och 2023 (Lindqvist 2021, Tytor & Sandgathe 2023). Den i tid närmast utförda undersökningen innan åtgärd ägde rum år 2006, och omfattade då enbart sjöns djupare bottnar (profundalen) (Stehn 2011). En jämförelse av resultat för profundalzonen visar inte på några större skillnader mellan åren (Tabell 6). Abundansen (individentätheten) var tre gånger så hög år 2023 jämfört med vid övriga två undersökningstillfällen, medan antalet taxa var högst år 2021. Vid undersökningen 2006 dominerades faunan av tofsmyggor, och vid de båda senaste tillfällena av fjädermyggor. Klassificering baserad på BQI indikerar otillfredsställande status år 2006 och 2023, och måttlig status året efter aluminiumbehandling. Skillnaderna i index var dock små.

Tabell 6. Resultat av bottenfaunaundersökningar i Sicklasjön år 2006, 2021 och 2023 (Stehn 2011, Lindqvist 2021, Tytor & Sandgathe 2023). Statusklass indikeras med färg där gul=måttlig status och orange=otillfredsställande status.

År	Antal taxa	Abundans	BQI
2006	6	725	1,0
2021	8	650	1,3
2023	5	2122	1,0

Fisk

Sicklasjön har enligt vår kännedom endast provfiskats år 2023, efter genomförd aluminiumbehandling (Lindqvist 2023). Underlag saknas alltså för jämförelser mot perioden efter före, något som i det här sammanhanget gör en redovisning irrelevant.

Vattenvegetation

Sicklasjöns vattenvegetation har enligt vår kännedom inte inventerats med standardiserad metodik och kunskap om tillståndet före och efter aluminiumbehandling saknas.

Miljögifter

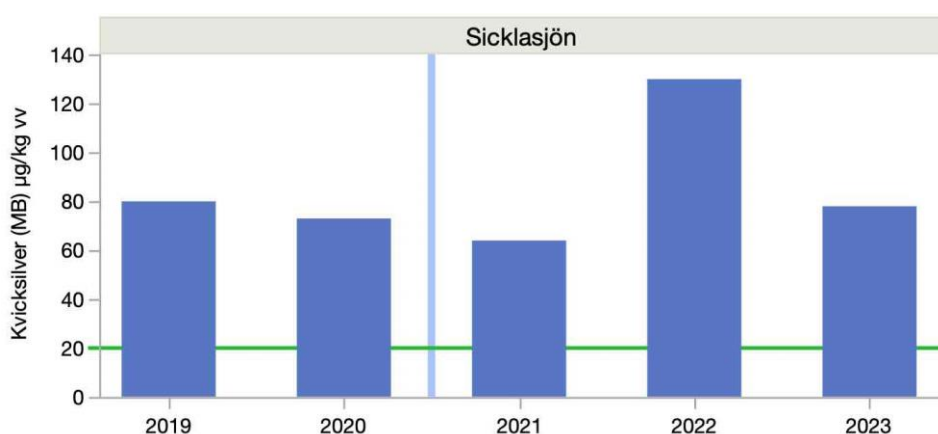
Miljögifter i fisk

Halter av kvicksilver samt de organiska miljögifterna perfluoroktansulfonsyra (PFOS), polybromerade difenyletrar (PBDE) och polyklorerade bifenyletrar (PCB) i abborre (15-20 cm) visas nedan per undersökningsår samt mot gränsvärden för god status (Figur 140-143).

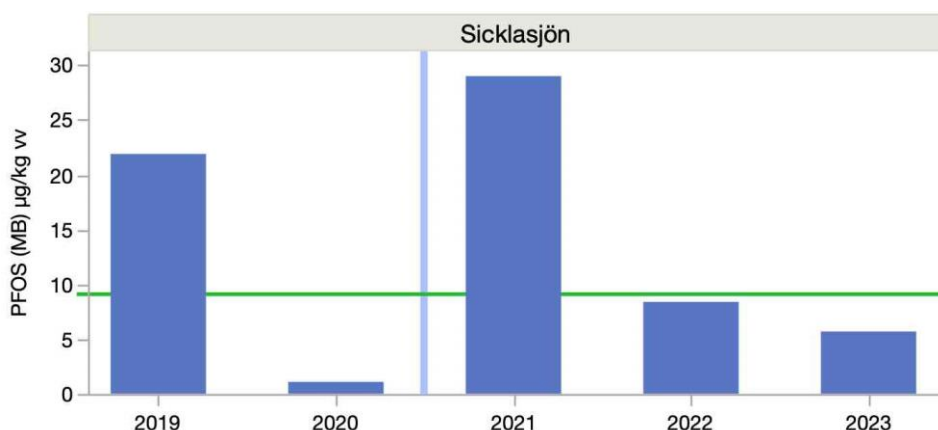
Miljögiftshalterna uppvisar relativt stora mellanårsvariationer utan tydligt mönster över tid eller mellan ämnen. Särskilt stora är variationerna för PFOS och PBDE.

Kvicksilver och PBDE överskrider miljökvalitetsnormerna i samtliga svenska ytvatten till följd av långväga luftburen spridning, och uppmättes i Sicklasjön i halter högt över beslutade gränsvärden (Figur 140 och 142). För PBDE noterades dock år 2023 en halt nära miljökvalitetsnormen. PFOS uppmättes i halter under miljökvalitetsnormen år 2020, 2022 och 2023 och däremellan i höga halter (Figur 141). PCB låg samtliga år med god marginal under gränsvärdet och bedöms ha god ekologisk status (Figur 144).

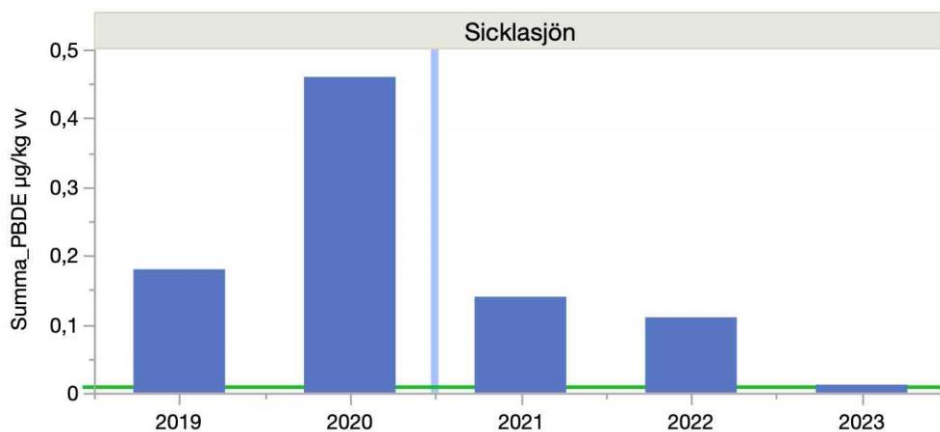
Korrelationsanalys indikerar ett starkt positivt samband mellan halten av PBDE i fisk och klorofyll i ytvatten ($p < 0,05$, $R^2 = 0,88$; Figur 144). I övrigt kunde inga statistiskt signifikanta samband beläggas mellan miljögiftshalter i fisk och totalfosfor eller klorofyll i ytvatten.



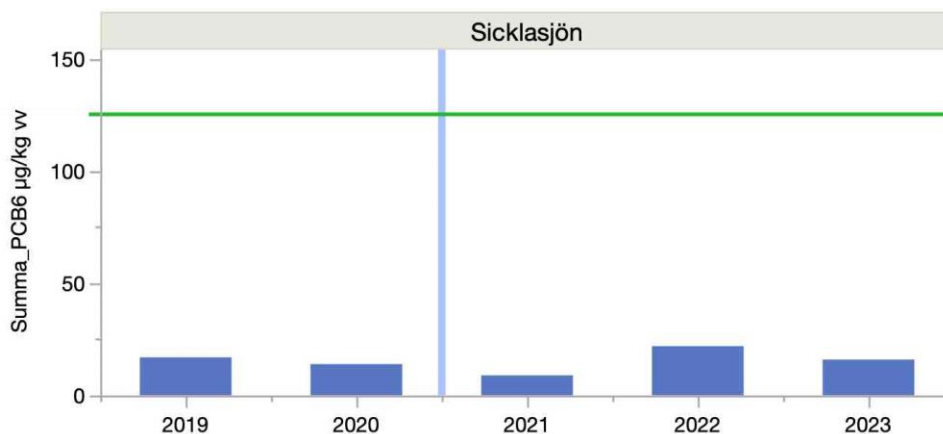
Figur 140. Kvicksilver (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abbotmuskel (15-20 cm), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



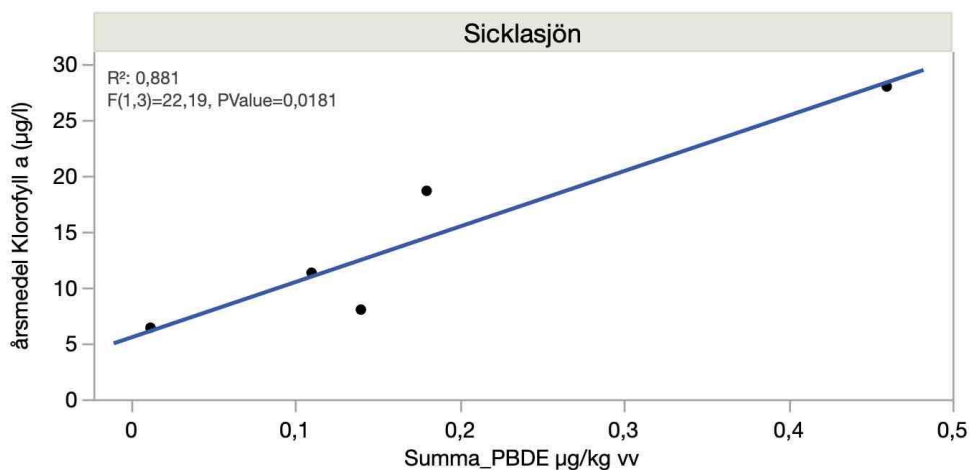
Figur 141. PFOS (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abbotmuskel (15-20 cm), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



Figur 142. Summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



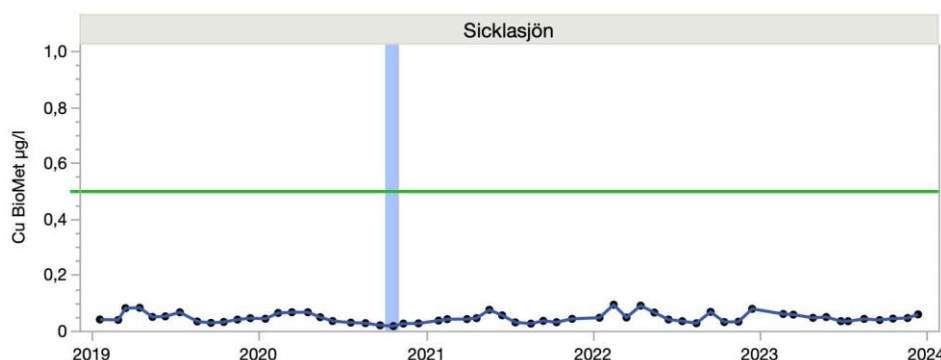
Figur 143. Summa PCB-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status indikeras av grönt streck.



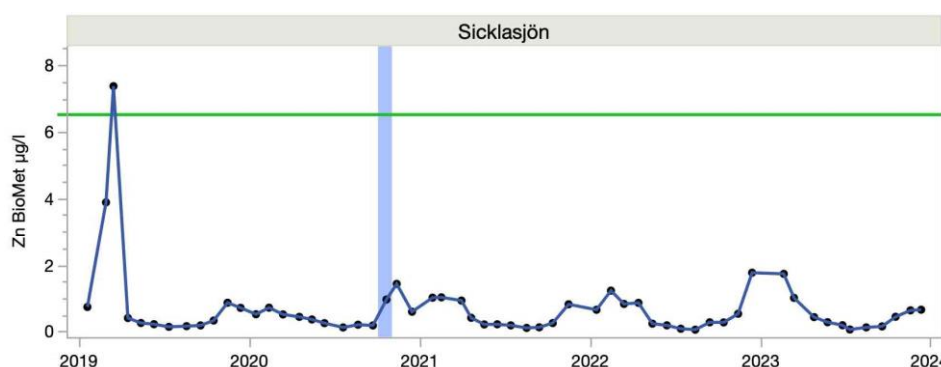
Figur 144. Klorofyll i ytvatten (µg/l) och summa PBDE-6 (årsmedel, µg/kg våtvikt) i abborrmuskel (15-20 cm), Sicklasjön, 2019-2023.

Metaller i vatten

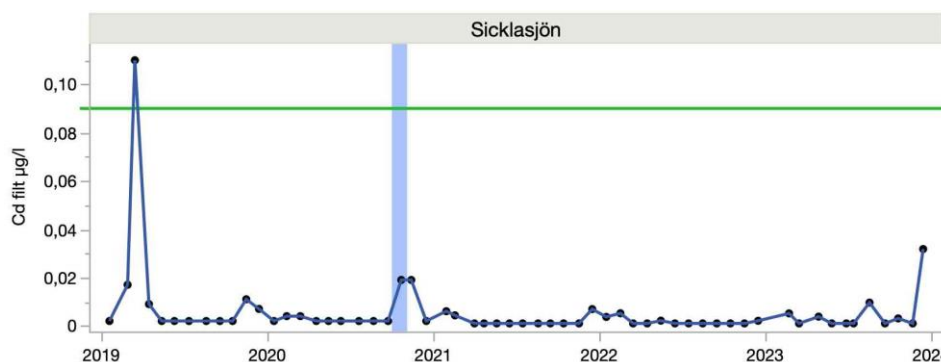
Halter av metaller i kategorierna särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och prioriterade ämnen visas nedan per undersökningsår tillsammans med gränsvärden för god ekologisk respektive kemisk status (Figur 145-149). Gemensamt är att miljögiftshalterna inte uppvisar något tydligt mönster över tid, och inte heller någon koppling till tidpunkten för aluminiumbehandling. Metallhalterna låg med god marginal under fastställda gränsvärden och uppnådde därmed god ekologisk eller kemisk status. Zink och kadmium avvek vid ett tillfälle år 2019 med halter över gränsvärdet för årsmedelhalt, bedömningen är dock alltjämt god status.



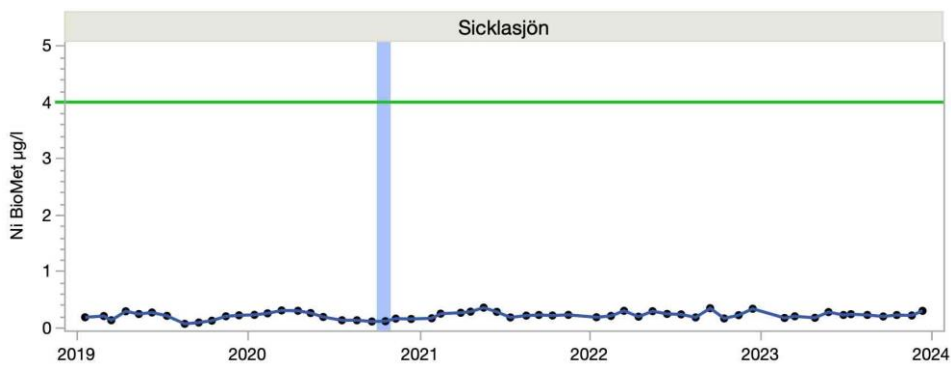
Figur 145. Koppar (biotillgänglig, µg/l), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god ekologisk status (0,5 µg/l) indikeras av grönt streck.



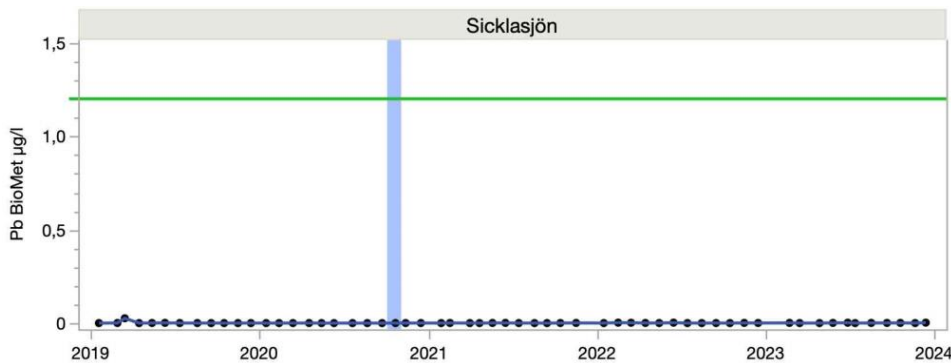
Figur 146. Zink (biotillgänglig, µg/l), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god ekologisk status (5,5 µg/l) indikeras av grönt streck efter påslag för naturlig bakgrundshalt (1 µg/l; Herbert m.fl. 2009).



Figur 147. Kadmium (filtrerad, µg/l), Sicklasjön 2014-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status (0,09 µg/l) indikeras av grönt streck.



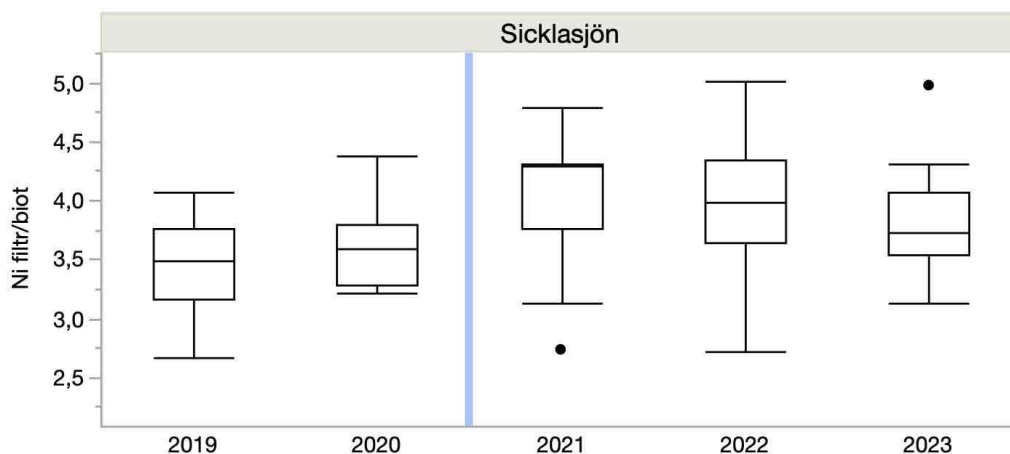
Figur 148. Nickel (biotillgänglig, µg/l), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status (4 µg/l) indikeras av grönt streck.



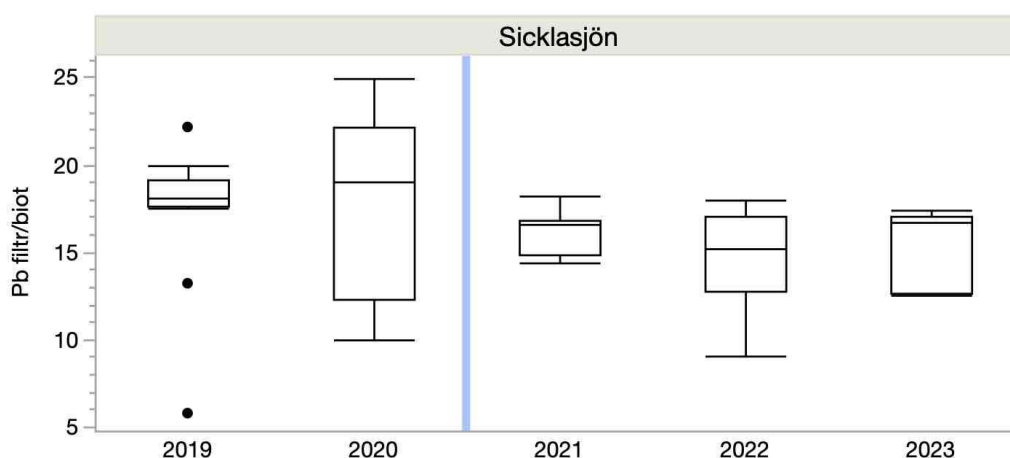
Figur 149. Bly (biotillgänglig, µg/l), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Gränsvärdet för god kemisk status (1,2 µg/l) indikeras av grönt streck.

Biotillgänglighet

För koppar, zink, nickel och bly i vatten baserar sig statusklassificeringen på biotillgängliga halter. Jämförelser av kvoten mellan lösta (filtrerade) och biotillgängliga metallhalter visar på stora inomårsvariationer, men tyder inte på att det skett några uppenbara eller generella förändringar i biotillgänglighet över tid. För nickel, och även koppar, var mediankvoten något högre efter åtgärd, något som indikerar minskad biotillgänglighet (Figur 150). För bly, och även zink, var tendensen den motsatta (Figur 151).



Figur 150. Nickel i ytvatten, sett som kvoten mellan filtrerad (löst) och biotillgänglig halt ($\mu\text{g/l}$), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020. Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

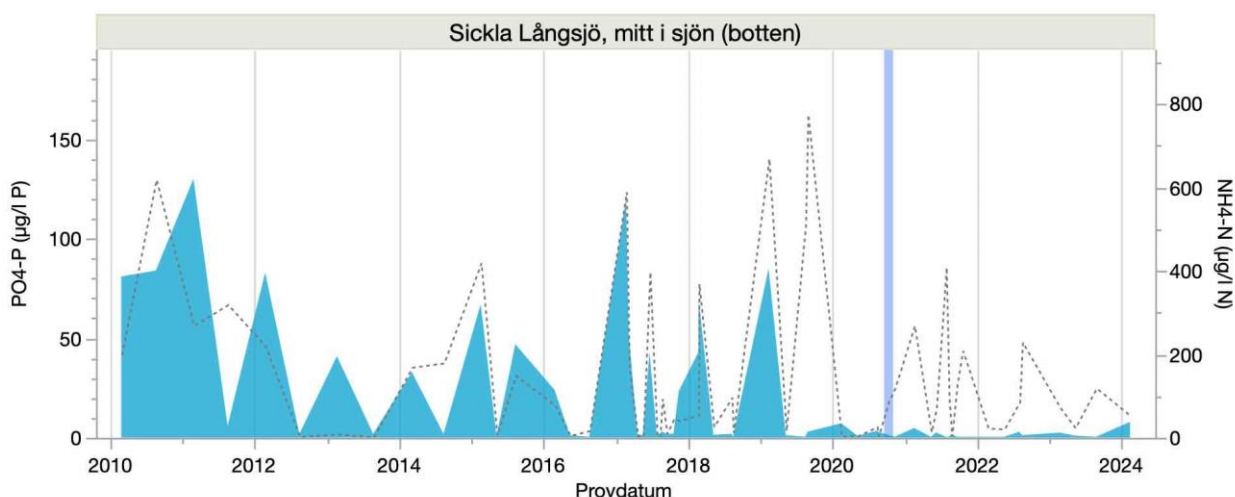


Figur 151. Bly i ytvatten, sett som kvoten mellan filtrerad (löst) och biotillgänglig halt ($\mu\text{g/l}$), Sicklasjön 2019-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck). Boxploten visar första och tredje datakvartilen för respektive år där medianvärdet är strecket genom boxen) och max- och minvärde visas med felstaplar. Eventuella extremvärden/outliers med stor punkt.

Slutsatser och sammanfattande bedömningar

De förhöjda fosfathalter som tidigare uppmättes i Sicklasjöns bottenvatten indikerar en förhöjd men inte särskilt omfattande internbelastning. Eftersom den grunda sjön ofta omblandas med utspädning av bottenvattnet som följd, avspeglar de måttligt förhöjda halterna sannolikt inte hela fosforfrisättningen från sedimenten. Det årliga mönstret av återkommande förhöjda bottenvattenhalter bröts redan ett drygt år innan aluminiumbehandling av Sicklasjön och den uppströms belägna och direkt anslutande Järlasjön. Orsaken till detta fenomen har inte utretts. Till maj 2019, året innan åtgärd, uppvisade fosfat- och ammoniumhalterna i Sicklasjön bottenvatten ett mönster av samvariation med ackumulerande halter då vattenmassan var skiktad (Figur 152). De fortsatt höga ammoniumhalter som uppmätts både innan och efter åtgärden visar på en

fortsatt frisättning av näring från sjöns sediment. Mätdata illustrerar också att den lösta organiska fosfor som enligt mönstret av samvariation rimligen frisattes, av någon anledning inaktiverades redan från maj 2019. Givet detta sågs ingen tydlig effekt på fosfathalterna i samband med aluminiumbehandling hösten 2020. Halterna har sedan dess legat på en fortsatt låg nivå, och av allt att döma binds nu den absoluta huvuddelen av den lösta organiska fosfor som annars skulle ha frisatts till bottenvattnet och bidragit till interngödning. Vintern 2024 ses något förhöjda fosfathalter vid bottarna, och fortsatt övervakning kommer att ge värdefull kunskap om hur åtgärden står sig över tid.



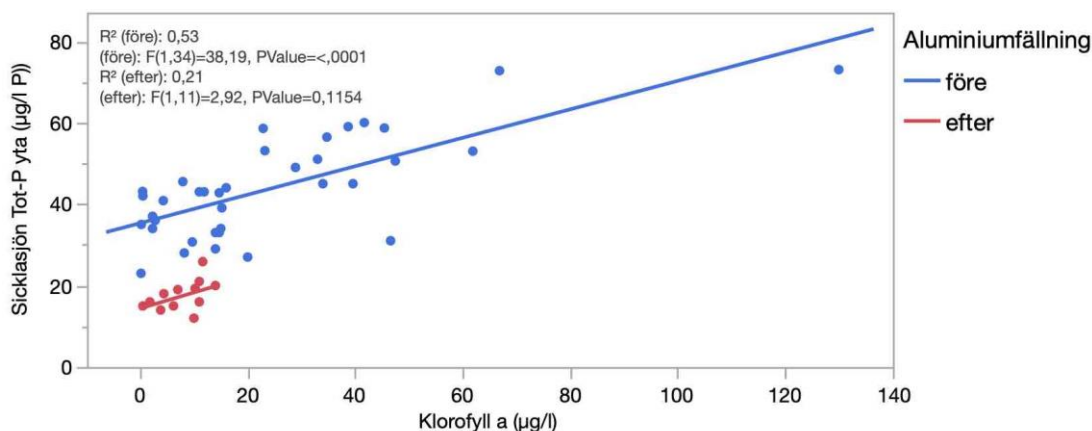
Figur 152. Fosfatfosfor (blåmarkerad) och ammoniumkväve (streckad) (µg/l) i bottenvatten, Sicklasjön, 2010-2023. Aluminiumbehandling utfördes okt-nov 2020 (blått streck).

En jämförelse av ekologisk status för variabler som speglar näringstillstånd och näringspåverkan visar genomgående på positiva förändringar efter aluminiumbehandlingen hösten 2020 (Tabell 7). Vid en jämförelse mellan perioden före och efter åtgärd ses tydligt lägre totalfosforhalter i ytvattnet, och en koppling till tidpunkten kring den interna åtgärden. Vidare effekter är mindre omfattande växtplanktonblomningar där dominansen av cyanobakterier brutits och till förmån för en mer divers flora. Efter åtgärd ses också förbättrade ljusförhållanden. Utvecklingen motsvarar för varje variabel en förbättring motsvarande minst två statusklasser, till måttlig, god eller hög status.

Tabell 7. Ekologisk status för övergödningsrelaterade variabler, före respektive efter aluminiumbehandling av Sicklasjön hösten 2021. Statusklass anges med blå=hög status, grön=god status, gul=måttlig status, orange=otillfredsställande status och röd=dålig status.

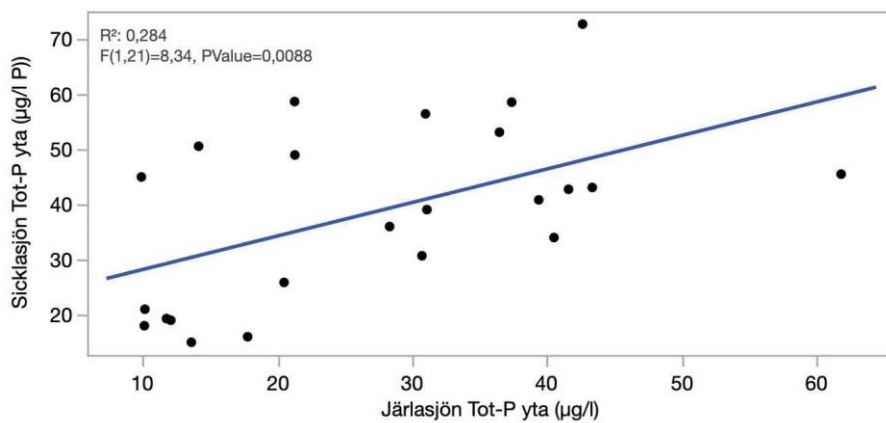
Ekologisk status	Före åtgärd (2017-2019)	Efter åtgärd (2021-2023)
Totalfosfor sommar		
Växtplankton, sammanvägd		
- klorofyll		
- biomassa		
- planktontrofiskt index (PTI)		
Ljusförhållanden (sikt djup)		

Tydliga samband kunde beläggas mellan halter av totalfosfor och klorofyll i Sicklasjöns ytvatten ($p < 0,001$, $R^2 = 0,5$; Figur 153), något som visar kopplingen mellan övergödning (förhöjda näringshalter) och effekter på sjöns biologi, i detta fall växtplanktonsamhället.



Figur 153. Totalfosfor och klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten, Sicklasjön 2010-2023. Data visas för perioden före aluminiumbehandling (blått) respektive efter (rött).

Även om fosfathalterna i bottenvattnet av okänd anledning reducerades redan innan åtgärd, tycks i övrigt de positiva förändringar som ses i Sicklasjöns miljö tillstånd sammanfalla i tid med aluminiumbehandlingen. Det är också tänkbart att förändringar i extern näringsbelastning kan ha del i utvecklingen, inräknat förändringar i den uppströmsliggande Järlasjön som Sicklasjön står i direkt förbindelse med. Ett svagt samband kunde beläggas mellan de båda sjöarnas fosforhalter ($p < 0,05$, $R^2 = 0,28$, Figur 154). Inget tydligt samband förelåg mellan vattenföringen i Järlasjöns utlopp och Sicklasjöns fosforhalter.



Figur 154. Totalfosfor (µg/l) i ytvatten i Sicklasjön och Järlasjön, 2010-2023.

Miljögiftshalterna i fisk och vattenmassa tycks inte ha förändrats på något sätt som indikerar ett samband till den interna åtgärden. För bly och zink ses möjligen tendenser till ökad biotillgänglighet, medan tecken till motsatt utveckling ses för nickel och koppar.

Referenser

Arvidsson, M. & A. Gustafsson. 2019. Vattenvegetation i Stockholms stad 2019. Brunnsviken, Drevviken, Flaten, Judarn, Kyrksjön, Långsjön, Magelungen, Riddarfjärden, Ulvsundasjön, Årstaviken, Räcksta träsk och Trekanten. Naturvatten AB, Rapport 2019:42.

Arvidsson, M. & U. Lindqvist. 2018. Provfiske och översiktlig vegetationskartering i Magelungen och Laduviken 2018. Naturvatten AB, Rapport 2018:26.

Brutemark, A., Ekeröth, N., Tiberi Ljungqvist, C. & Thalín, M. 2017. Bottenfaunaundersökningar i Igelbäcken, Råstasjön. Brunnsviken och Mälaren-Ulvsundasjön 2016. Calluna AB.

Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.

Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. HaV, Rapport 2016:26.

Herbert, R., L. Björkvald, T. Wällstedt & K. Johansson. 2009. Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport 2009:12.

Huser, B. 2019. Undersökning av läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2019:9.

Kärki, J. 2016. Standardiserat nätprovfiske i Brunnsviken 2016. Rapport från Sportfiskarna.

Lindqvist, U. 2022. Standardiserat provfiske i Brunnsviken, Magelungen och Årstaviken, Stockholm stad. Naturvatten AB, Rapport 2022:27.

Liungman, M. 2013. Bottenfauna i Stockholms stad 2013. En undersökning av profundal- och litoralfauna i elva sjöar och ett brackvatten. Medins Biologi AB.

TAV. 2023. Excel-fil: Leveringsplan 23-09-19-ver02-10-19

Rydin, E. P. Jonsson, M. Karlsson & A. Gustafsson. 2016. Läckagebenägen fosfor i Brunnsvikens sediment. Underlag för lokalt

åtgärdsprogram. Naturvatten AB i samarbete med JP Sedimentkonsult HB och Karlssons Ekosystemtjänster (KEAB). Rapport 2016:34.

Rydin, E. 2018. Rekommendationer vid aluminiumbehandling av Magelungen och Drevviken. Naturvatten AB, Rapport 2018:13.

Tytor, S. & M. Sandgathe. 2020. Bottenfauna i Stockholm stad 2020. En undersökning bottenfauna i tio sjöar, två mälarvikar samt i Brunnsviken. Medins Havs och Vattenkonsulter AB, rapport 2020-12-14.

Vattenmyndigheterna. 2017. Bakgrundshalt av zink i kustvatten i Bottenviken och Bottenhavet -att använda i statusklassificering till beslut 2018. Dnr 537-5320-2017.

Övriga källor:

Databasen NORS - sjöprovfisken i Sverige, SLU
<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/databas-for-sjoprovfiske-nors/>

Miljöbarometern Stockholm <https://miljobarometern.stockholm.se/>

SMHI VattenWebb <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>

VattenInformationsSystem Sverige <https://viss.lansstyrelsen.se/>

Personlig kommunikation:

Göran Andersson, Vattenresurs Sverige AB

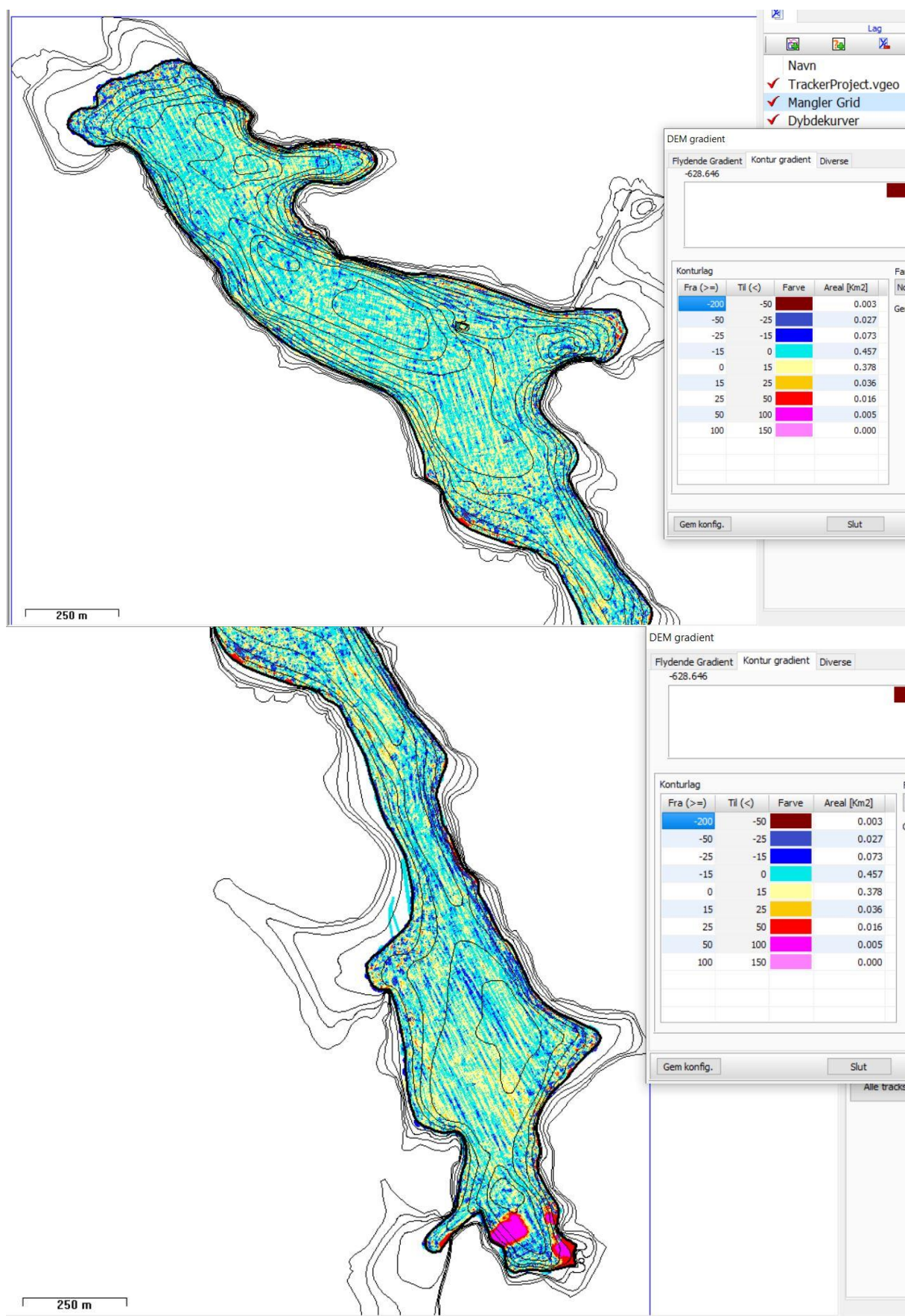
Fred Erlandsson, Stockholm Vatten och Avfall AB

Maria Pettersson, Stockholms stad

Bilaga 1. Aluminiumbehandling av Brunnsviken

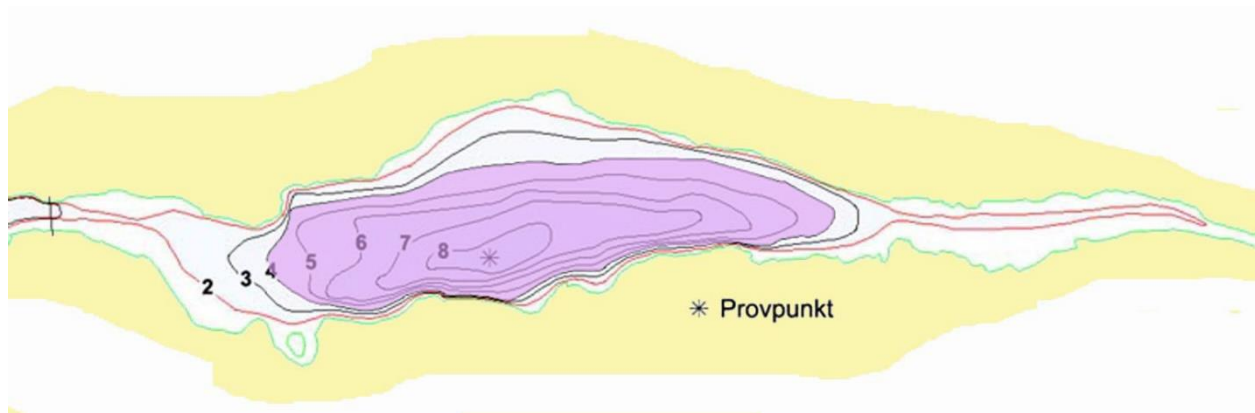


Brunnsviken. Områden utvalda för aluminiumbehandling.



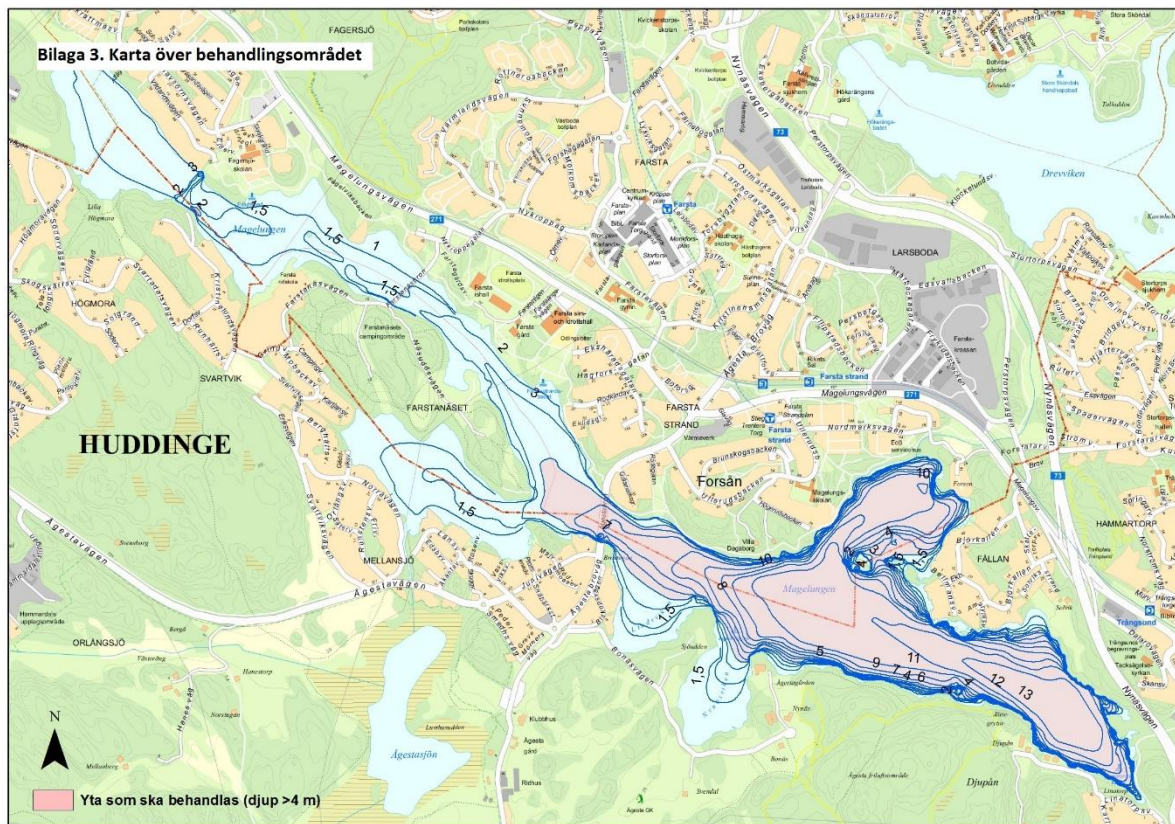
Brunnsviken. Aluminiumbehandlade områden enligt uppgift från entreprenören TAV.

Bilaga 2. Aluminiumbehandling av Djurgårdsbrunnsviken

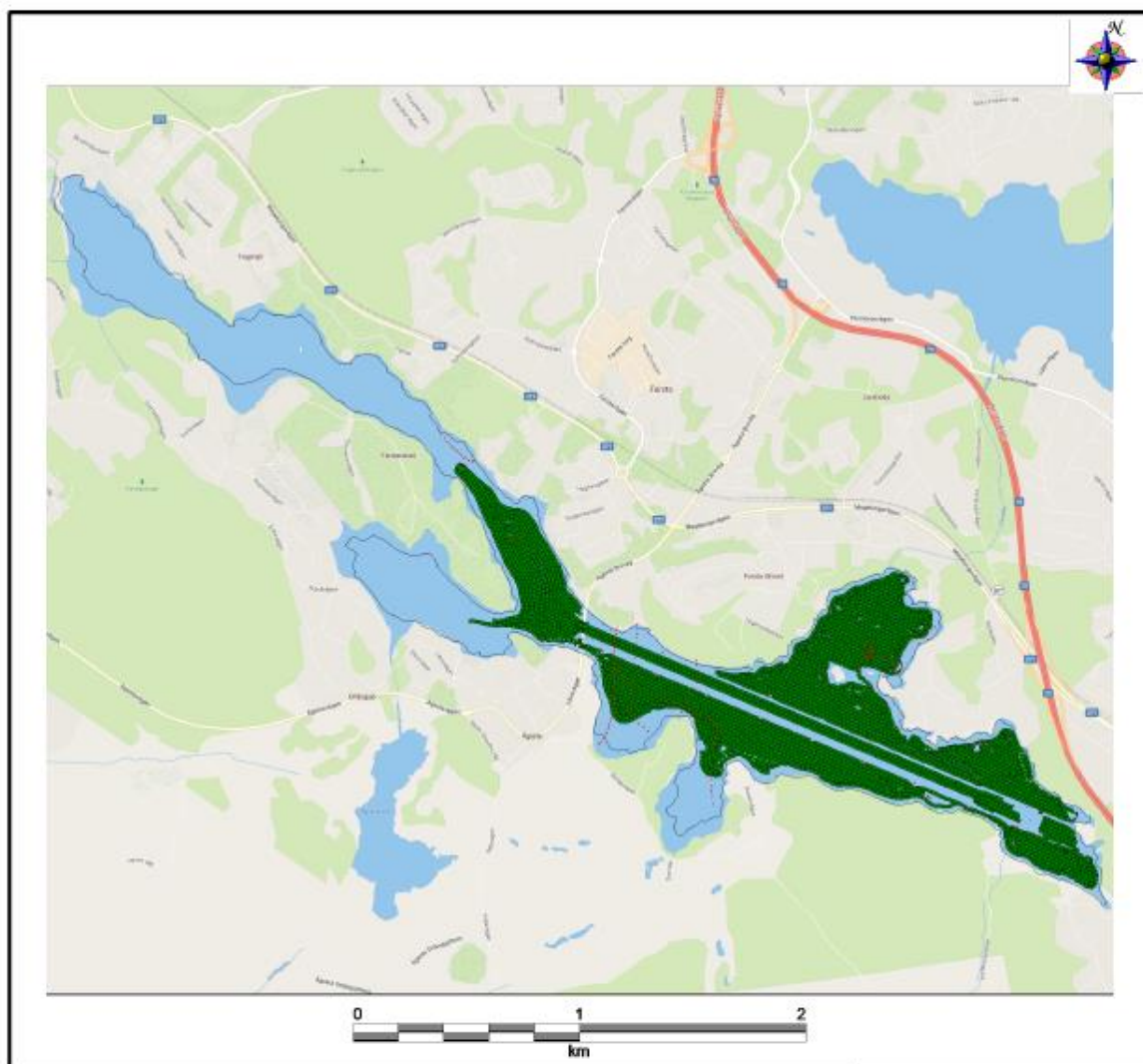


Djurgårdsbrunnsviken. Områden utvalda för aluminiumbehandling.

Bilaga 3. Aluminiumbehandling av Magelungen



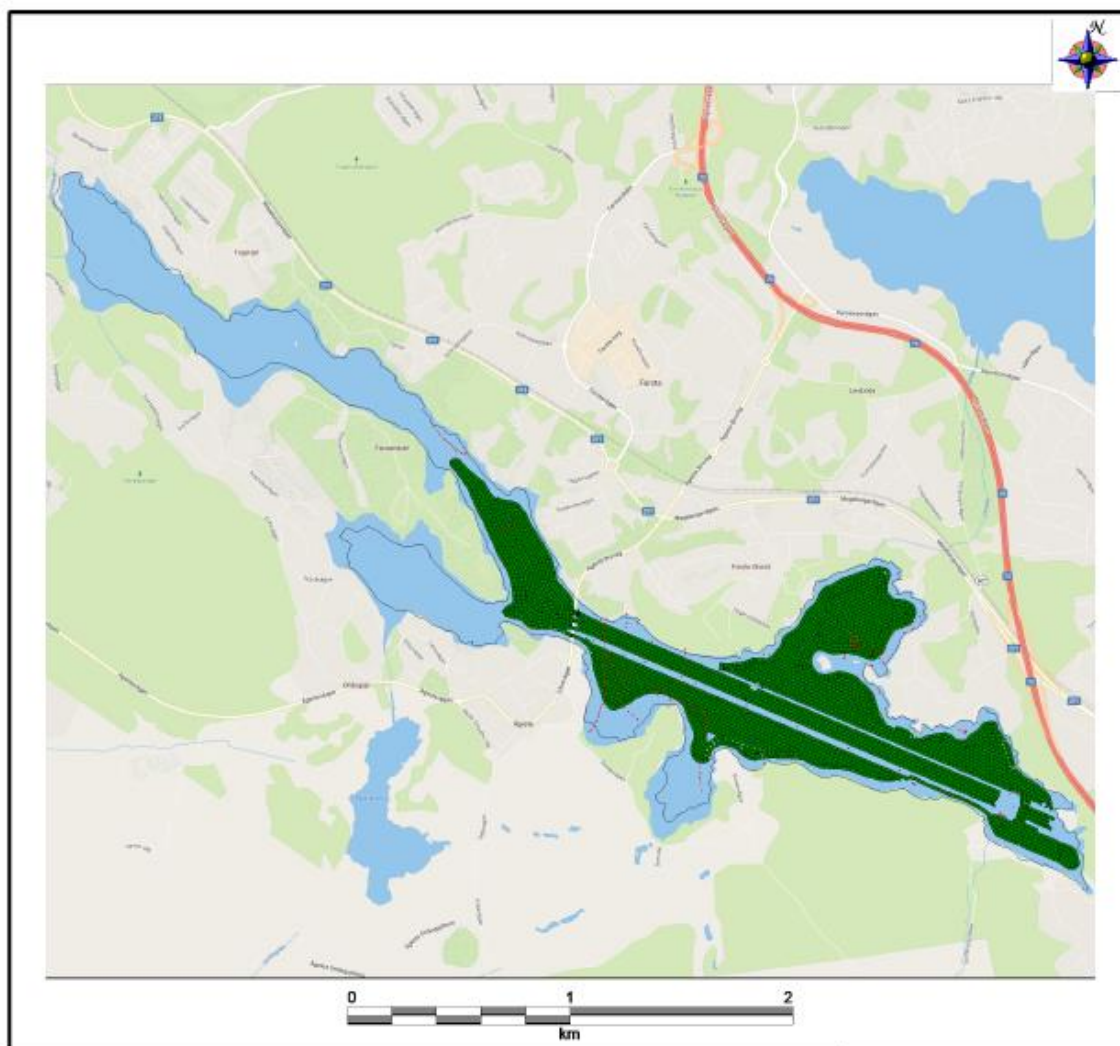
Magelungen. Områden utvalda för aluminiumbehandling.



Överfart: 1 Vatten
 Djup: Från 2 m - 9 m
 Aluminium: 20 g/m²
 Produkt: Ecoflock 96 220 ton

Behandlad area: 104 ha
 Fastighetsgräns
 Obstacle

Magelungen. Aluminiumbehandlade områden (fällning i vattenmassa) enligt uppgift från entreprenören Vattenresurs Sverige AB.

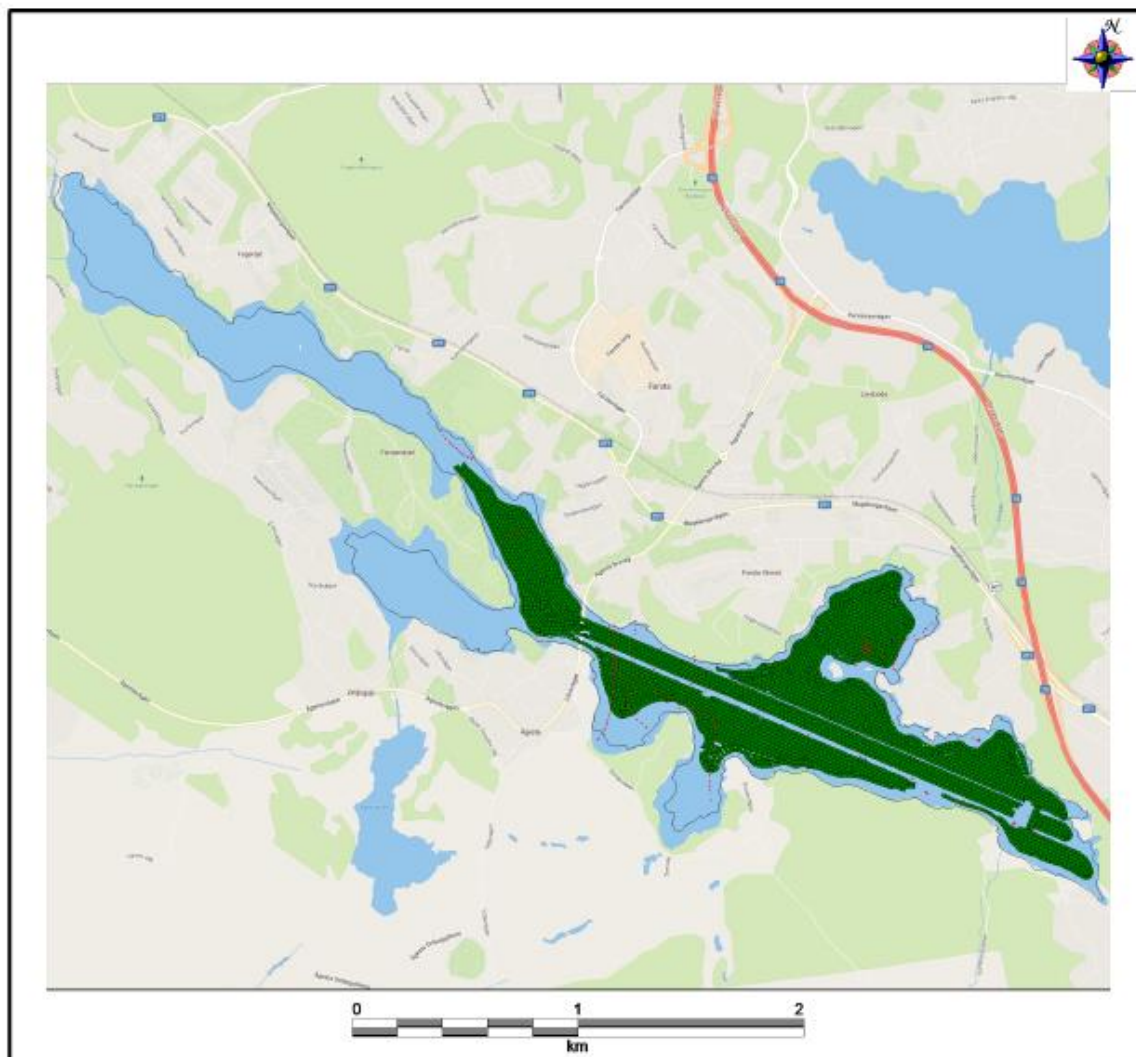


Överfart: 2 Sediment
 Djup: Från 2 m och djupare
 Aluminium: 15 g/m²
 Produkt: Ecoflock 96 153 ton

Datum: 2021-10-14
 Plats: Huddinge/Stockholm

Behandlad area: 98 ha
 Fastighetsgräns
 Obstacle

Magelungen. Aluminiumbehandlade områden (sedimentinjicering) enligt uppgift från entreprenören Vattenresurs Sverige AB.

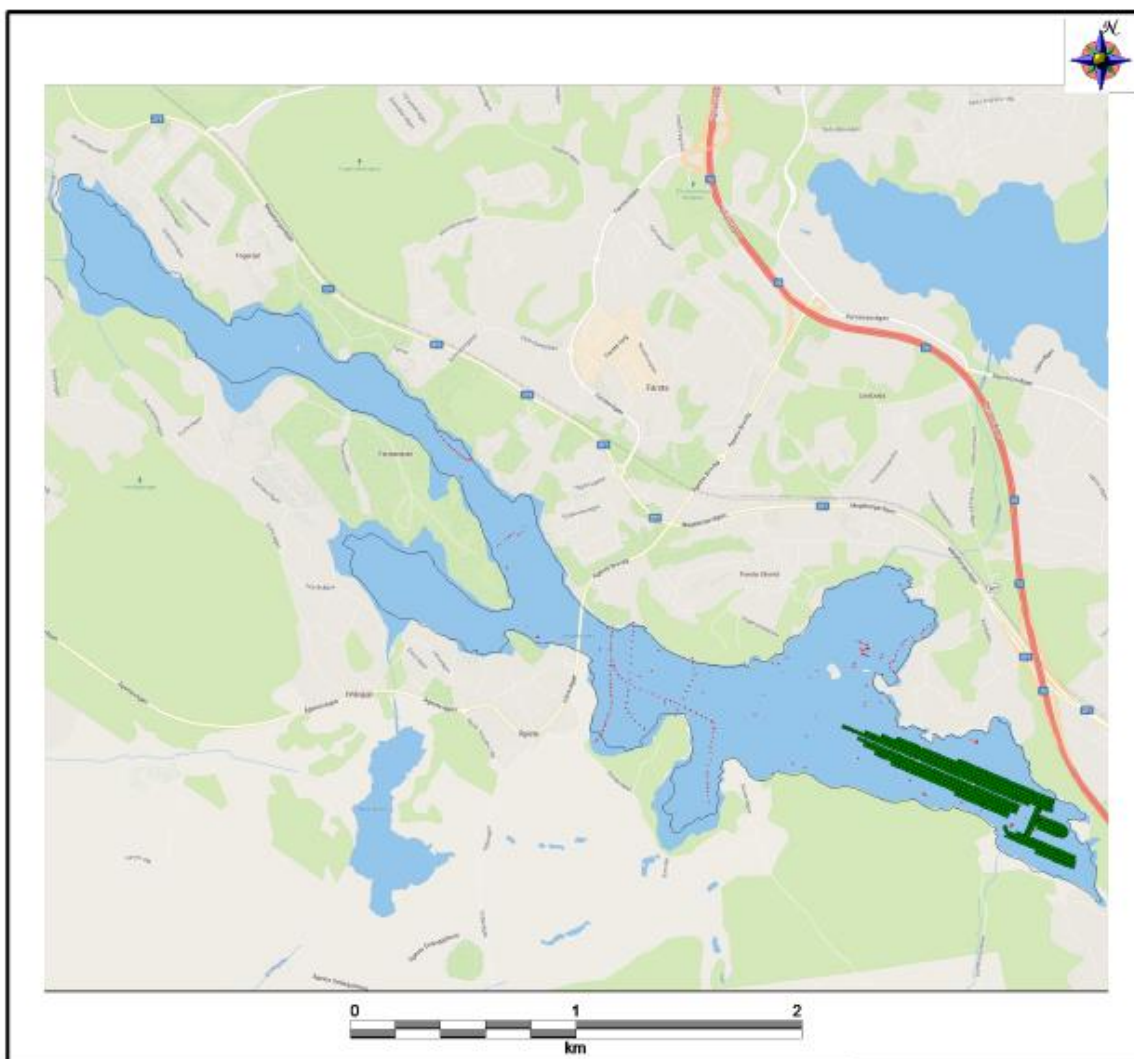


Överfart: 3 Sediment
 Djup: Från 2 m och djupare
 Aluminium: 15 g/m²
 Produkt: Ecoflock 96 157 ton

Datum: 2021-10-22
 Plats: Huddinge/Stockholm

Behandlad area: 100 ha
 Fastighetsgräns
 Obstacle

Magelungen. Aluminiumbehandlade områden (sedimentinjicering) enligt uppgift från entreprenören Vattenresurs Sverige AB.



Överfart: 4 Sediment
 Djup: Från 12 m och djupare
 Aluminium: 16 g/m²
 Produkt: Ecoflock 96 22 ton

Datum: 2021-10-26
 Plats: Huddinge/Stockholm

Behandlad area: 13 ha
 Fastighetsgräns
 Obstacle

Magelungen. Aluminiumbehandlade områden (sedimentinjicering) enligt uppgift från entreprenören Vattenresurs Sverige AB.