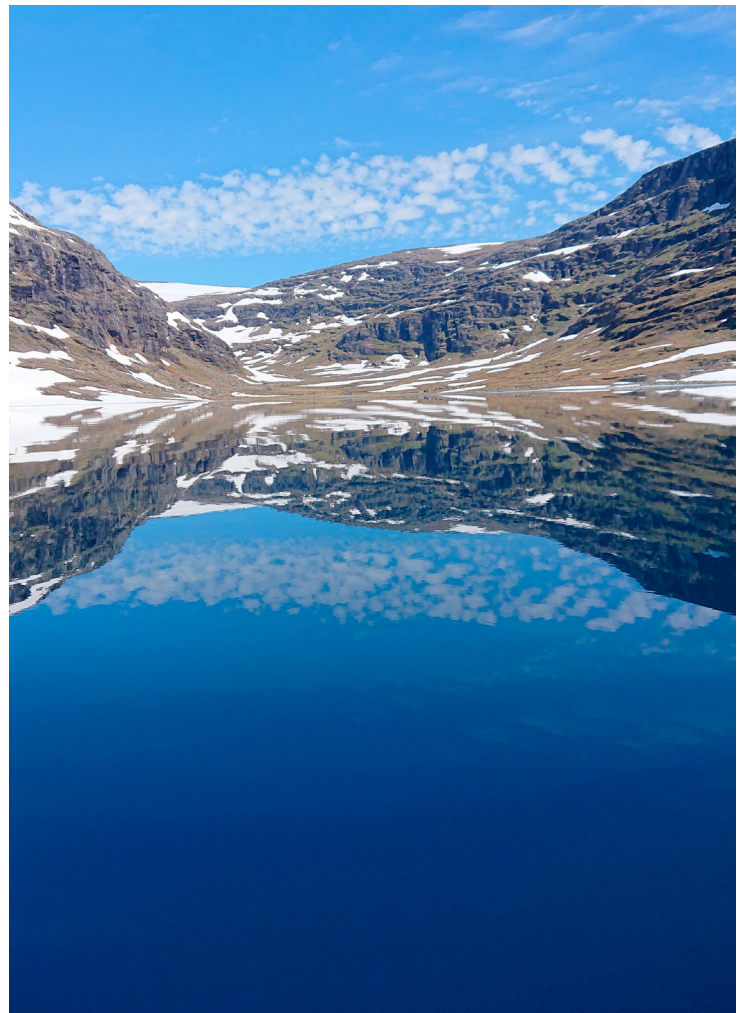


REFINE – Förbättrad bedömning av klimatpåverkan och närsaltsförändringar i fjällsjöar

Analys av storskalig klimatinducerad oligotrofiering och risk för lokal eutrofieringspåverkan som följd av ökad exploatering

Willem Goedkoop, Martyn Futter,
Brian Huser, Oskar Agstam-Norlin,
Danny CP Lau



REFINE
– Förbättrad bedömning av
klimatpåverkan och
närsaltsförändringar i fjällsjöar

Analys av storskalig klimatinducerad oligotrofiering och risk för
lokal eutrofieringspåverkan som följd av ökad exploatering

av Willem Goedkoop, Martyn Futter, Brian Huser,
Oskar Agstam-Norlin och Danny CP Lau

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7164-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Brian Huser

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet *REFINE - Förbättrad bedömning av klimatpåverkan och eutrofiering i fjällsjöar* med rapporten ”REFINE – Förbättrad bedömning av klimatpåverkan och närsaltsförändringar i fjällsjöar Analys av stor-skalig klimatinducerad oligotrofiering och risk för lokala eutrofieringspåverkan som följd av ökad exploatering”. Projektet är ett av sju projekt som genomförts inom forskningssatsningen Kumulativa effekter på miljön. Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som bidrar till utveckling av metoder och analysverktyg för att kvalitativt och kvantitativt bedöma belastning av kumulativa effekter på ekosystem i miljöbedömningar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Willem Goedkoop, Martyn Futter, Brian Huser, Oskar Agstam-Norlin och Danny CP Lau (Sveriges lantbruksuniversitet, SLU).

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet. Rapporten har granskats för praktisk relevans av Kristin Löwenborg (Naturvårdsverket) och Ulrika Stensdotter Blomberg (Havs- och vattenmyndigheten).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket i oktober 2024

Marie Uhrwing
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
1. Sammanfattning	5
2. Summary	7
3. Bakgrund	9
4. Resultat och diskussion	11
4.1 WP1 – Landskaps- och vegetationsförändringar ("greening") påverkan på sjöar	11
4.2 WP2 – Avrinning och närsaltsbelastning	16
4.3 WP3 – Närsaltsprocesser i sjön	19
4.4 WP4 – Bedömning av oligotrofiering/eutrofiering i fjällsjöar	37
5. Slutsatser och rekommendationer	49
6. Möten, publikationer och andra leveranser	51
7. Tackord	53
8. Källhänvisningar	54

1. Sammanfattning

Fjällen värms upp och förändras fort. För det finns både bildbevis och bevis i klimat- och miljöövervakningsdata. Projektet REFINE har haft som syften att (1) bidra med ny kunskap om påverkan av klimatet och andra lokala/regionala påverkansfaktorer som påverkar näringsämnesbelastningar av fjällsjöar och (2) att bidra till förbättringen av beslutsstödjande verktyg och bedömningskriterier.

Våra analyser visar att fjällsjöar har blivit alltmer näringsfattiga sedan slutet av 1980-talet när miljöövervakningen startade, med medelkoncentrationer av totalfosfor (tot-P) som numera för de allra flesta sjöarna ligger under 5 µg/L. Analys av grönhet (satellitdata, NDVI_{max}) för fjällsjöarnas avrinningsområden visar att dessa i snabb takt blir allt grönnare. Våra analyser visar att mängden kväve (N) och fosfor (P) lagrat i vegetationen i fjällsjöars tillrinningsområden ökar i medel med mellan 12–110% för P och 10–74% för N mellan perioden 1983–1994 och 2001–2020. Ökningen var statistiskt signifikant för samtliga avrinningsområden. Förutom näringsämnena N och P sker också en snabb inlagring av kol (C) i fjällvegetationen. Analyserna visar också tydligt att fjällvegetationens ökade grönhet går fortare i den södra delen av fjällkedjan och långsammare längre norrut. Förändringar i renbetestryck kunde inte ge någon tydlig förklaring till den snabbt ökande grönheten av fjällvärlden.

Avrinningsområdenas grönhet (mätt som NDVI_{max}) visar också ett tydligt negativt samband med sjöarnas total-P koncentrationer. Av detta drar vi slutsatsen att vegetationens utbredning i ett allt varmare fjälllandskap binder upp allt större del av de viktiga näringsämnena P och N. Slutsatsen bekräftas även av vegetationsdata från databasen NILS där vegetationstäckningen har ett starkt negativt samband med total-P vattenkoncentrationerna i fjällsjöarna. De ökade fastläggningen i vegetationen (t.ex. i marken) leder till en allt mindre avrinning av näringsämnen till sjöar och vattendrag, vilket har uppenbara ekologiska konsekvenser.

En ökad fastläggning i vegetation i stora avrinningsområden som dränerar fjällen och det boreala skogslandet ned till Östersjön tros även vara förklaringen till minskande total-P koncentrationer i flodmynningarna. Även här minskar total-P koncentrationen markant över tiden och minskningen korrelerar starkast med uppvärmningen.

Vår analys av näringsomsättningen i fjällsjöarna visar att det inte oväntat fanns en låg risk för internbelastning i dagsläget och att potentialen för att klara en förhöjd internbelastning av P från sedimenten var stor för de flesta av sjöarna. Undantaget var Funäsdalssjön där inkuberingen av en av sedimentpropparna visade en något förhöjd frigörelse av P från sedimentet. Modelleringen av sjöarnas P-status visade att ökad extern eller internbelastning av P skulle försämra vattenkvaliteten, men att detta var ytterst beroende av sjöarnas omsättningstid. I sjöar med längre omsättningstider hade en ökad internbelastning av P från sedimentet en större effekt. I sjöar med korta omsättningstider, påverkade i stället den externa P-belastningen vattenkvaliteten mest, även om internbelastningen också var förhöjd.

En modellerad fortsatt minskning av P-tillförsel till sjöarna skulle i stället ha en motsatt effekt med väldigt låga P-koncentrationer i vattnet om de trenderna för minskade P-koncentrationer i vattendrag fortsätter nedåt. Däremot kan eutrofiering av dessa vattenförekomster vara ”dold” som följd av en kombination av klimatpåverkan och ökad utveckling och bebyggelse runt sjöarna. Det betyder att en klimatbetingad minskning av P-transporten till sjöarna kan kompensera för en ökning av P-transporten som följd av en vidare exploatering runt dessa sjöar.

Antalet taxa av litoralbottenfaunan visade en ökande trend i fjällsjöar och ökade i medel med 2–3 taxa per decennium. Endast en av 16 undersökta sjöar visade en minskning i antalet taxa. Långsiktiga förändringar i litoralbottenfaunas sammansättning var påtagliga över tidsintervallet, medan temperatur, nederbörd, koncentrationen av totalt organiskt kol (TOC), total-P, total-N och kvoten mellan löst oorganiskt kväve och total-P (DIN/TP) var variabler som signifikant bidrog till de observerade förändringarna. Detta visar på den tydliga samvariationen av klimatbetingade och vattenkemiska variabler (främst näringsämnen). Bland litoralbottenfauna identifierade vi även taxa som hade dykt upp eller försvunnit under åren 2015-2019 jämfört med perioden 1995-1999. Dessa resultat speglar den pågående förskjutningen i bottenfaunasamhällen i de svenska fjällsjöarna.

Den snabba uppvärmningen, landskapets förändringar och sjöarnas uppvärmning och oligotrofiering innebär pågående och kommande ekologiska förändringar som dagens bedömningsgrunder inte täcker. Vi ser till exempel en fara att värmeälskande bentiska cyanobakterier kan breda ut sig när sjöarna blir allt varmare (då många taxa är värmeälskande och kan orsaka blomningar - även på bottenarna) och mer näringsfattiga (då många taxa kan fixera kväve och lagra P). Analysresultat visar att cyanobakterier är mycket vanliga på steniga bottenar i litoralzonen, men den befintliga miljöövervakningen kvantifierar inte detta. Projektet föreslår ett större fokus på analys av bentiska alger, av andelen mixotrofer bland växtplankton (dvs arter som har förmåga till fotosyntes men som även intar näringspartiklar), införandet av e-DNA för att analysera fiskförekomst, samt användningen av satellitdata (NDVI, LIDAR) för att följa upp igenväxningen av fjällen, samt för klorofyllmätningar i större sjöar.

2. Summary

The Scandinavian mountain range is warming up and changing fast. For this there is both pictorial evidence and evidence in climate and environmental monitoring data. The REFINE project has aimed at (1) contributing with new knowledge about large-scale, climate-induced impacts and of local/regional stressors that affect nutrient loads of mountain lakes, and (2) contributing to the improvement of decision support tools and assessment criteria.

Our analyses show that mountain lakes have become increasingly more nutrient-poor since the late 1980s, with average total P concentrations that are now below 5 µg/L for the vast majority of lakes. Analysis of greenness (satellite data, NDVI_{max}) for the drainage areas of mountain lakes shows that these are rapidly becoming greener. Our analysis also shows that the amount of N and P stored in catchment vegetation increases on average by between 12–110% for P and 10–74% for N between the period 1983–1994 and 2001–2020. These increases were statistically significant for all nine drainage areas analyzed. Along with changes in N and P storage, there has also been a rapid sequestration of carbon (C) in these drainage areas. The analyses also clearly show that greening is faster in the southern part of the mountain range and slower further north. Changes in reindeer grazing pressure could not explain the rapidly increasing greenness of catchments.

The greenness of the drainage areas also shows a clear negative relationship with the lakes' total-P concentrations. From this we conclude that the increase in vegetation biomass in an increasingly warmer landscape sequesters P and N. This conclusion is also confirmed by the vegetation data from the NILS database showing that vegetation cover has a strong negative relationship with the total-P water concentrations in the mountain lakes. The increased sequestration by vegetation (and likely also the soil) leads to a decreasing runoff of nutrients to lakes and streams, which has obvious ecological consequences.

Even at a larger scale our analysis shows that an increased sequestration of nutrients by vegetation in drainage areas of large rivers that drain the mountains and the boreal forest land down to the Baltic Sea seems to be the primary explanation for decreasing total-P concentrations. Here too, the total-P concentration decreases markedly over time, and the decrease correlates most strongly with warming.

Our analysis of the nutrient turnover in the mountain lakes shows that, not unexpectedly, there was a low risk of internal nutrient loading in the current situation and that most lakes had a high potential to cope with an increased internal loading of P from the sediments. The exception was Funäsdalssjön, where the sediment incubations showed a slightly elevated release of phosphorus from the sediment upon hypoxia. Scenario-modeling of the lakes showed that increased external or internal loading would worsen the water quality, but that this was ultimately dependent on the turnover time of the lakes. In lakes with longer turnover times, an increased internal P-load from the sediment had a greater effect. Conversely, in lakes with short turnover times, instead, the external P-load affected water quality the most, although internal loading was also elevated.

A continued reduction in P-loading to the lakes through sequestration in drainage area vegetation, however, would have the opposite effect with very low phosphorus water concentrations. However, eutrophication of these water bodies can be obscured by a combination of climate impacts and increased development and settlement around the lakes.

Taxon richness of littoral benthic fauna in mountain lakes showed an increasing trend of on average by 2–3 taxa per decade. Only one of sixteen monitoring lakes analyzed showed a decrease in taxon richness. Long-term changes in littoral benthic fauna composition were evident over the time interval, while temperature, precipitation, TOC, total-P, total-N and DIN/TP were variables that significantly contributed to the observed changes. This shows the concerted action of climatic and water chemical variables (mainly nutrients). Among littoral benthic fauna, we also identified taxa that had either appeared or disappeared in the years 2015-2019 compared with the period 1995-1999. These results reflect the ongoing turnover in benthic faunal communities in the Swedish mountain lakes likely induced by northward migrations of taxa.

The rapid warming, the changes in the landscape, and oligotrophication of the lakes imply ongoing and upcoming ecological changes that are not covered by today's assessment criteria. For example, warming can favor benthic cyanobacteria as the lakes become increasingly warmer (as many taxa are heat-loving and can cause blooms - even in the benthic biofilms) and more oligotrophic (many taxa can fix nitrogen and store P). Analysis results show that cyanobacteria are very common on rocky littoral habitats, but the existing monitoring program does not quantify this. Among others, the project proposes a greater focus on analysis of benthic algae, on the proportion of mixotrophs among phytoplankton (i.e. species that are capable of photosynthesis but also consume particles), the introduction of e-DNA to analyze fish abundance, and the use of satellite data (NDVI, LIDAR) to follow up the regrowth of shrub- and forest vegetation in the mountains, as well as for chlorophyll measurements in larger lakes.

3. Bakgrund

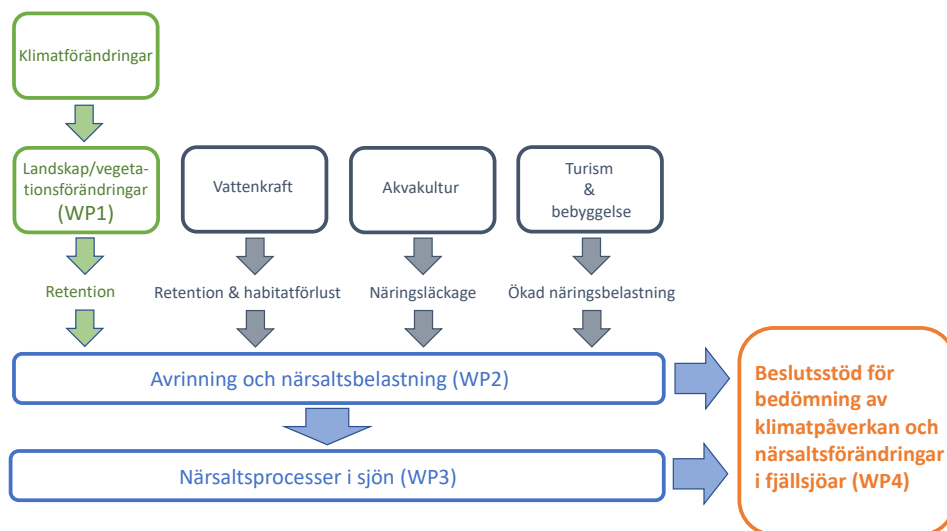
Den skandinaviska fjällvärlden med sin unika arktisk/alpina flora och fauna påverkas i hög grad av de pågående klimatförändringarna. Fjällen blir varmare, blötare och, liksom hela det arktiska området, grönare. Björkskogen breder sig upp för sluttningarna och videsnåren växer på allt högre höjder ovanför den.

REFINE-projektet har fokuserat på de snabba förändringar som sker i oligotrofa (näringsfattiga) vattenförekomster i den arktiska/alpina ekoregionen i Sverige (dvs i fjällen). REFINE har studerat de kumulativa, storskaliga effekterna av klimat- och landskapsförändringar, samt de lokala effekter av betydelsefulla punktkällor som ökande turism på skidorter påverkar närsaltsbelastningen till oligotrofa (näringsfattiga) fjällsjöar. Det övergripande målet för REFINE har varit att bidra med ny kunskap om effekter av ett allt varmare klimat på landskapsförändringar och på ekologiska förändringar i fjällsjöar. Ett annat mål har varit att förstå hur lokala/regionala påverkansfaktorer som en ökad skidturism påverkar näringsämnesbelastningar på fjällsjöar nedströms skidorter. Slutligen har REFINE haft ambitionen att bidra till förbättringen av beslutsstödjande verktyg och bedömningskriterier för fjällsjöar.

Specifika mål har bland annat varit att:

- Studera i vilken utsträckning de observerade minskningarna av tot-P i oligotrofa sjöar och älvar sedan mitten av 1980-talet kan hänföras till klimat-inducerade vegetationsförändringar i landskapet,
- Utveckla modeller som kvantifierar näringsflöden för fjällsjöar
- Undersöka om det finns trösklar som förvandlar sjöarna till alternativa tillstånd (t.ex. oligotrofa till eutrofa, trösklar för algbloomning och kvävefixering)
- Syntetisera kunskap och där möjligt ge förslag till förbättring av den befintliga miljöövervakningen och gällande bedömningskriterier för både övergödning och oligotrofiering av fjällvatten.

Projektet har bedrivits i 4 delprojekt (work packages) som sammanfattas i figur 3.1. Vi har bland annat använt oss av befintliga data från miljöövervakningen (söt-vatten och NILS), data från satellitmätningar, samt GIS-skikt. Vi har även provtagit fjällsjöar för att bättre förstå närsaltsflödena i påverkade (dvs nära skidorter) och icke påverkade fjällsjöar, samt förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier i litorala habitat av sjöar utmed en näringsgradient.



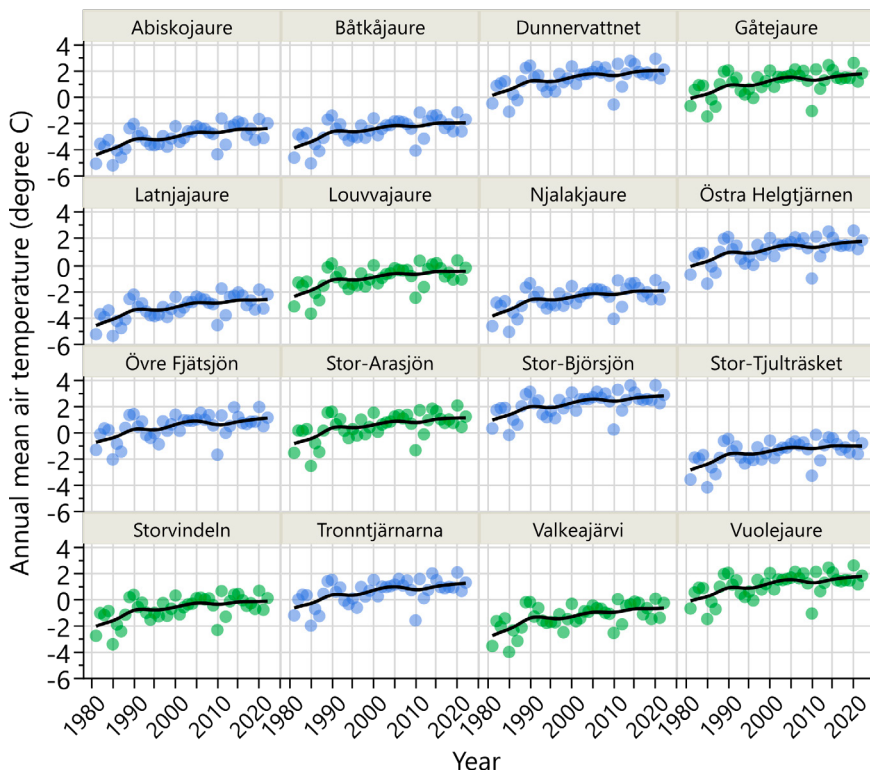
Figur 3.1. Flödesschema som sammanfattar REFINE projektet och dess olika delar (WP, work packages).

4. Resultat och diskussion

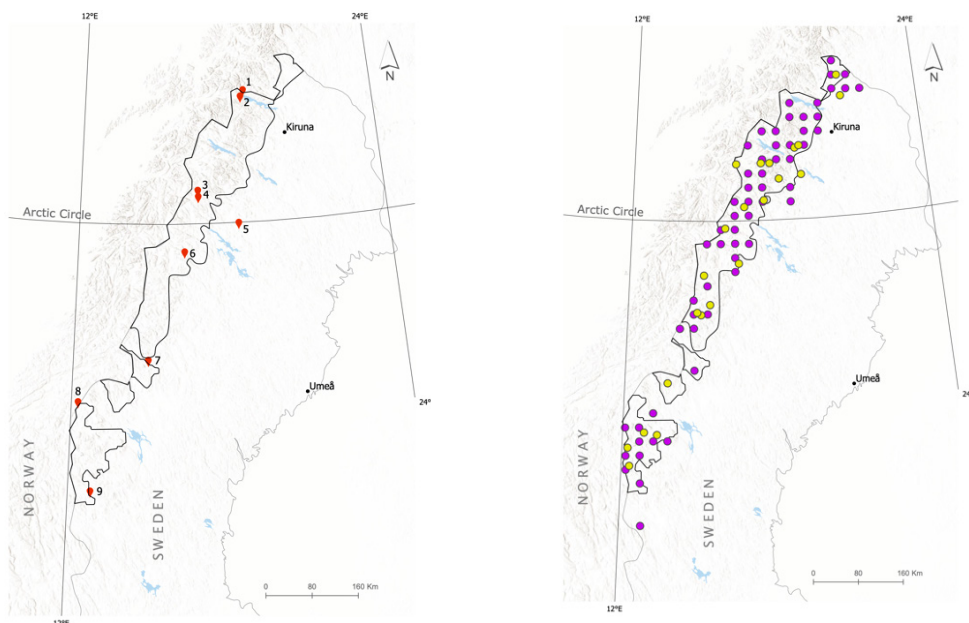
4.1 WP1 – Landskaps- och vegetationsförändringar ("greening") påverkan på sjöar

Analys av klimatdata

De arktiska/alpina och nordlig boreala ekoregionerna i Sverige (sensu Johnson och Goedkoop 2002) värms upp snabbt. Årliga medelvärden för lufttemperatur kring sjöar som omfattas av den nationella miljöövervakningen i dessa regioner har mellan 1981–2022 ökat med mellan 1–2°C (Figur 4.1.1), baserat på högupplösta klimatdata från Climate Research Unit Time Series-databasen (Harris et al. 2020; <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/>). Ökningstakten för den årliga medeltemperaturen varierade från 0,38°C (Övre Fjätsjön) till 0,43°C (Valkeajärvi) per årtionde. Dessa hastiga ökningar liknar de för vattentemperaturen för sjöar i nordliga trakter på jorden som O'Reilly et al. (2015) har beskrivit. Den årliga totala nederbörden förblev relativt oförändrad under samma tidsperiod (data visas ej i figur). Uppvärmningen påverkar bland annat isläggningen och skiktningen av sjöar, men även vegetationen i sjöarnas tillrinningsområde.

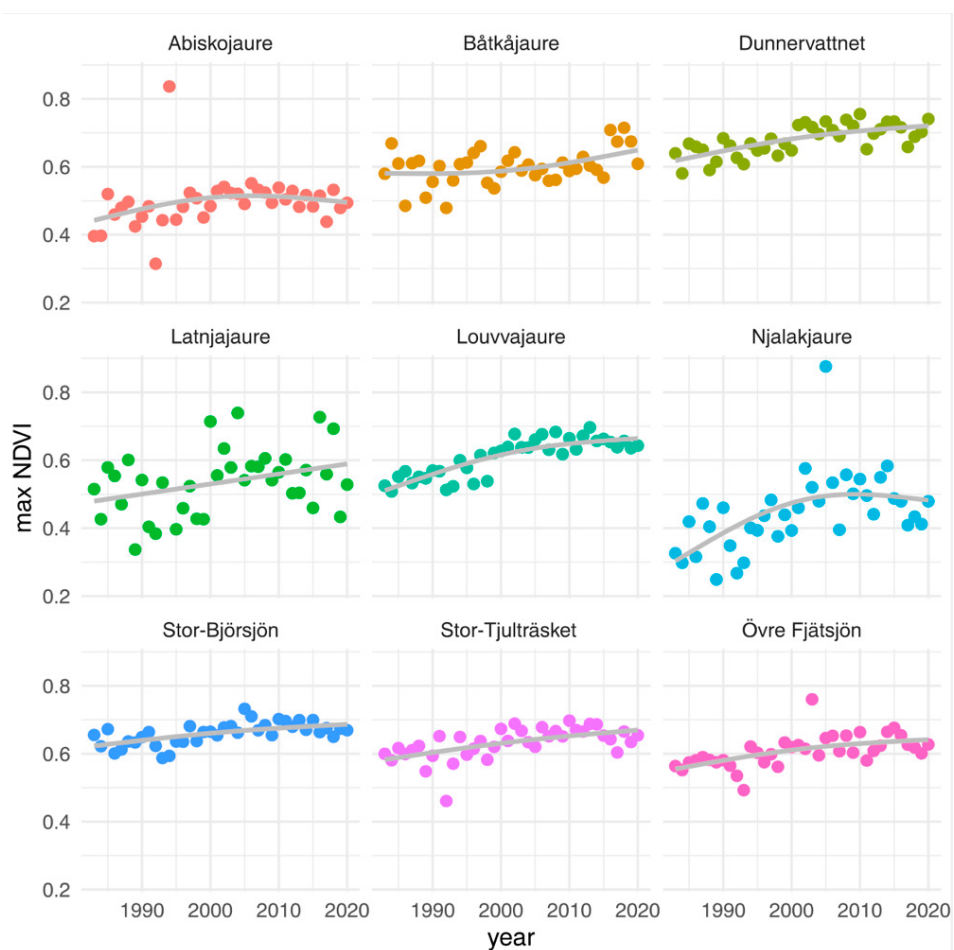


Figur 4.1.1. Tidstrender som visar lufttemperaturutvecklingen för 16 sjöar som ingår i det nationella övervakningsprogrammet mellan 1981 och 2022. Blå symboler representerar sjöar i den arktisk/alpina ekoregionen, medan gröna symboler visar sjöar i den nordlig boreala ekoregionen.

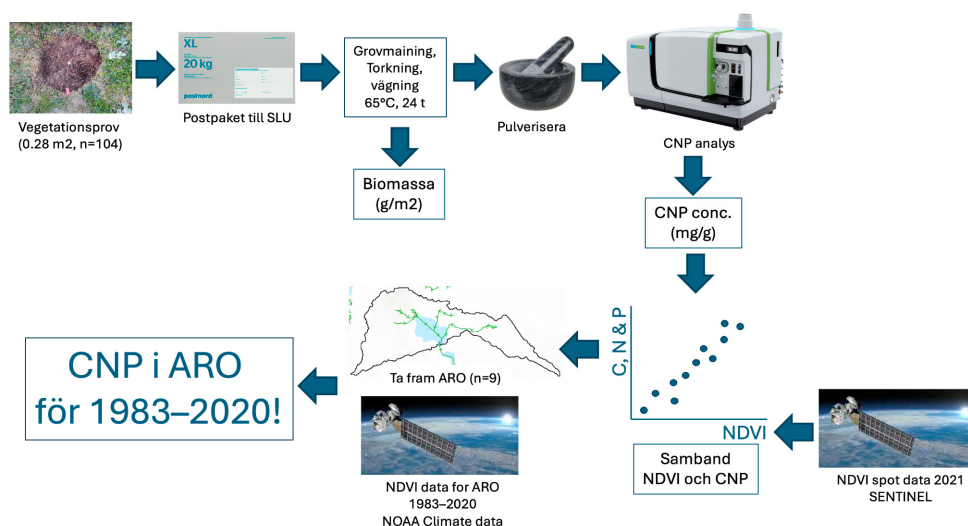


Figur 4.1.2. Karta över fjällregionen som i den vänstra delfiguren visar de 9 sjöar som ingick i studien (1=Abiskojaure, 2=Latnjajaure, 3=Båtkajaure, 4=Njalakjaure, 5=Louvvaure, 6=Stor Tjulträsk, 7=Dunnervattnet, 8= Stor Björsjön, 9=Övre Fjätsjön) och i den högra delfiguren lokaler för NILS-vegetationsövervakning (lila) och de 23 lokaler där vegetation har provtagits för CNP-analys (gul).

Utvecklingen av grönhet i avrinningsområden för nio fjällsjöar (Figur 4.1.2) har kvantifierats med hjälp av satellitdata ($NDVI_{max}$ = Maximala sommarvärdet för Normalized Difference Vegetation Index) från NOAA Climate data (normalized NDVI version 4, Vermote et al. 2014). Analysen visade att $NDVI_{max}$ har ökat markant sedan 1980-talet för samtliga sjöars avrinningsområden (Figur 4.1.3). De ökande $NDVI_{max}$ -trenderna var starkt negativt korrelerade med total-P koncentrationen i sjöarna. Av detta konkluderade vi att en allt större andel av näringsämnen (främst P) tycks fastna i vegetationen, vilket föranleder de kraftiga minskningarna i total-P koncentrationerna i många fjällvatten. Vidare har vi i samverkan med NILS (SLU-Umeå) provtagit fjällvegetation på 23 lokaler (3x0,28 m² ytor per lokal) (Figur 4.1.2) och analyserat proverna med avseende på kol (C), N och P.

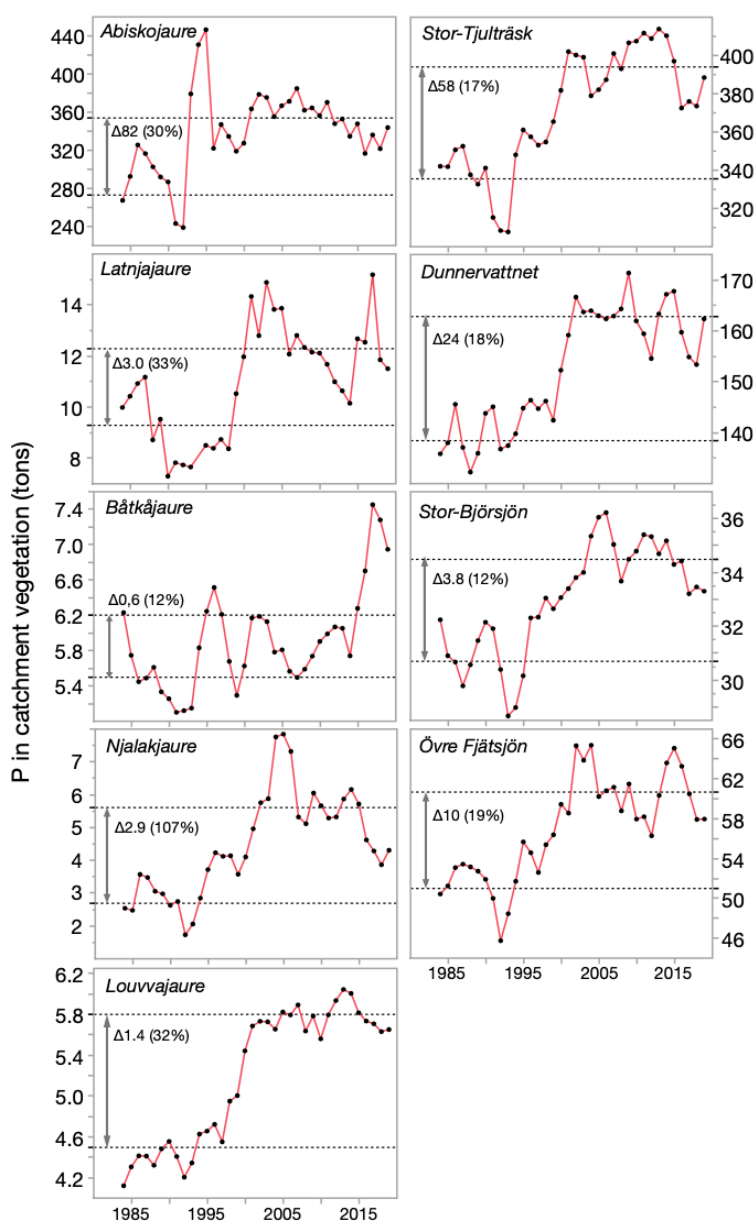


Figur 4.1.3. NDVI_{max}-trender för avrinningsområdena till de nio fjällsjöarna som ingick i studien.

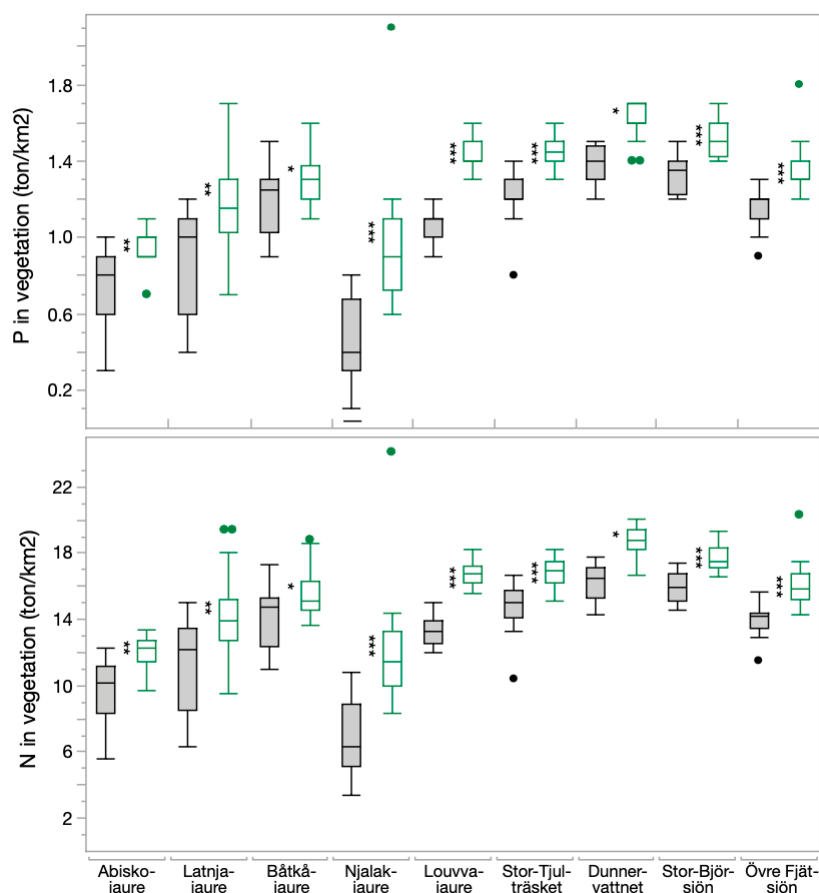


Figur 4.1.4. Flödesschema som visar arbetsgången för analys av vegetationsprov från fjällen. Genom att kombinera högupplösta mätningar av NDVI (SENTINEL) med CNP-koncentrationerna för de insamlade proverna etablerades ett samband mellan koncentrationen av dessa element och NDVI. I nästa steg använde vi tidsserie NDVI-data för sjöarnas avrinningsområde (ARO) för att kvantifiera utvecklingen av landskapets grönhet och därefter räkna om till utvecklingen av CNP som är lagrat i vegetationen i hela avrinningsområdet.

Analys av insamlade vegetationsprov från fjällen ovan trädgränsen gjordes sedan vid SLU i Uppsala enligt flödesschemat i figur 4.1.4. Analyserna kunde sedan kopplas till tidsserier för NDVI för att återskapa hur grönheten inom avrinningsområdena (ARO) för nio övervakningssjöar hade utvecklats sedan 1983. I nästa steg kunde grönhet ($NDVI_{max}$) översättas till lagrad mängd CNP i vegetationen över tid. Denna analys visade låga värden i början av tidsserien och markanta ökning under 1990-talet till en ny nivå under åren efter 2000. I figur 4.1.5 visas trenderna för P och jämförs mellan perioderna 1983–1995 och 2001–2020. Trenderna för N och C visar liknande trender men är i medel 12,4x högre för N och 45x högre för C (data visas ej i figur). För de två nordligaste sjöarna, Abiskojaure och Latnjajaure, visade tillrinningsområdena åter en nedgång i grönhet och CNP mot slutet av mätserien. Det senare kan bero på torka eller angrepp av fjällbjörkmätaren.



Figur 4.1.5. Tidsserier (1983–2020) för ackumulerat ton fosfor (P) i tillrinningsområdena till nio fjällsjöar. De grå pilarna och siffrorna i diagrammen visar ökningen mellan perioderna 1983–1994 och 2001–2020, både i absoluta tal (Δ) och som procent (%).

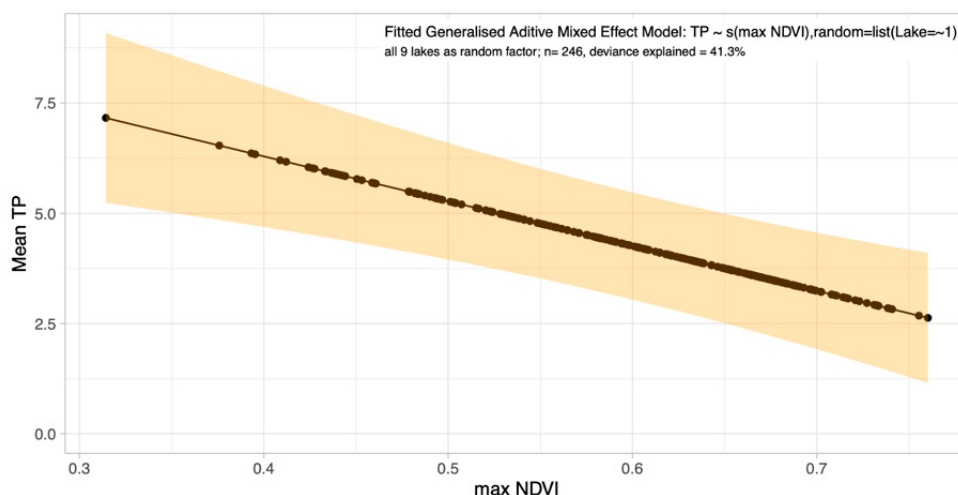


Figur 4.1.6. Ackumulerat ton/km² P (överst) och N (nederst) i vegetationen i avrinningsområdena för 9 fjällsjöar för perioden 1983–1994 (grå) och 2001–2020 (vit). Stjärnorna visar signifikansnivån för skillnaden mellan båda (** 0.01<p<0.001; *** p<0.001).

Mängden N och P lagrat i vegetationen mellan perioden 1983–1994 och 2001–2020 ökade i medel med mellan 12–110% för P och 10–74% för N (Figur 4.1.5 och 4.1.6). Ökningen var statistiskt signifikant för samtliga avrinningsområden. Förutom näringsämnen N och P sker också en snabb inlagring av kol (C) i fjällvegetationen. Våra beräkningar visar att kolinlagringen i fjällvegetation ökade med mellan 21% (Båtkåjåure) och 59% (Dunnervattnet) mellan perioderna 1983–1994 och 2001–2020 (data visas ej i figur). Denna analys visar att fjällen blir snabbt grönnare och stödjer andra studier i arktiska områden som gjorts både genom analys av satellitdata (Pouliot et al. 2009, Berner et al. 2020) och av vegetationen (Aerts et al. 2006, Elmendorf et al. 2012). Vår analys är dock unik då den sätter siffror på ökningen av ackumulerat CNP i landskapsskalan. Ökningen i grönhet och vegetationsutveckling tillskrivs i den vetenskapliga litteraturen den allt varmare och längre vegetationsperioden, men kan även bero på en ökad mineralisering i marken och därmed en ökad tillgänglighet av N och P för växterna. Den senare processen motverkas delvis av en minskning i den atmosfäriska depositionen av N, som i fjällen visserligen aldrig har varit särskilt mycket högre än max 1–2 kg/ha.år (Karlsson et al. 2018), men ändå kunnat ge ett viktigt tillskott till de näringsfattiga miljöerna.

Förändringar i renbetetryck ger heller inte någon tydlig förklaring till den snabbt ökande grönheten av fjällvärlden. Renpopulationen i fjällen visar en minskning med 13% under 1990-talet ned till miniminivåer av ca 219000 djur (Källa: <https://www.sametinget.se/statistik/renhorden>). Därefter återhämtar sig populationen dock snabbt och visar mellan 2004–2020 åter en stabil populationsstorlek av omkring 250 000 djur. Siffrorna bör ses som underskattningar, då räkningarna görs i samband med slakt och antalet djur ökar snabbt (med 50–60%) efter kalvningen på försommaren. Det skulle dock betyda att fjällen blir grönare trots ett ökat betetryck sedan slutet av 1990-talet.

Våra analyser visar ett starkt negativt samband mellan fjällvärdens ökande grönhet ($NDVI_{max}$) och de minskande koncentrationerna av näringsämnen, främst total-P (Figur 4.1.7), men på senare tid även DIN/TP (se Isles et al. 2018). Total-P koncentrationer i fjällsjöar har minskat till nivåer på några få mikrogram per liter, vilket är nära detektionsgränsen för avancerade laboratorieanalyser. Vi ser den ökade inlagringen av N och P i fjällvegetation som den bakomliggande förklaringen till de minskande trenderna i näringsämnen i fjällsjöar. Ytterligare stöd för denna tes kommer från en analys av täckningsgraden av ris- och gräsvegetation på kalvfället (data från NILS), som också den visar ett tydligt och ytterst signifikant samband med total-P koncentrationen i fjällsjöar (data visas ej i figur).



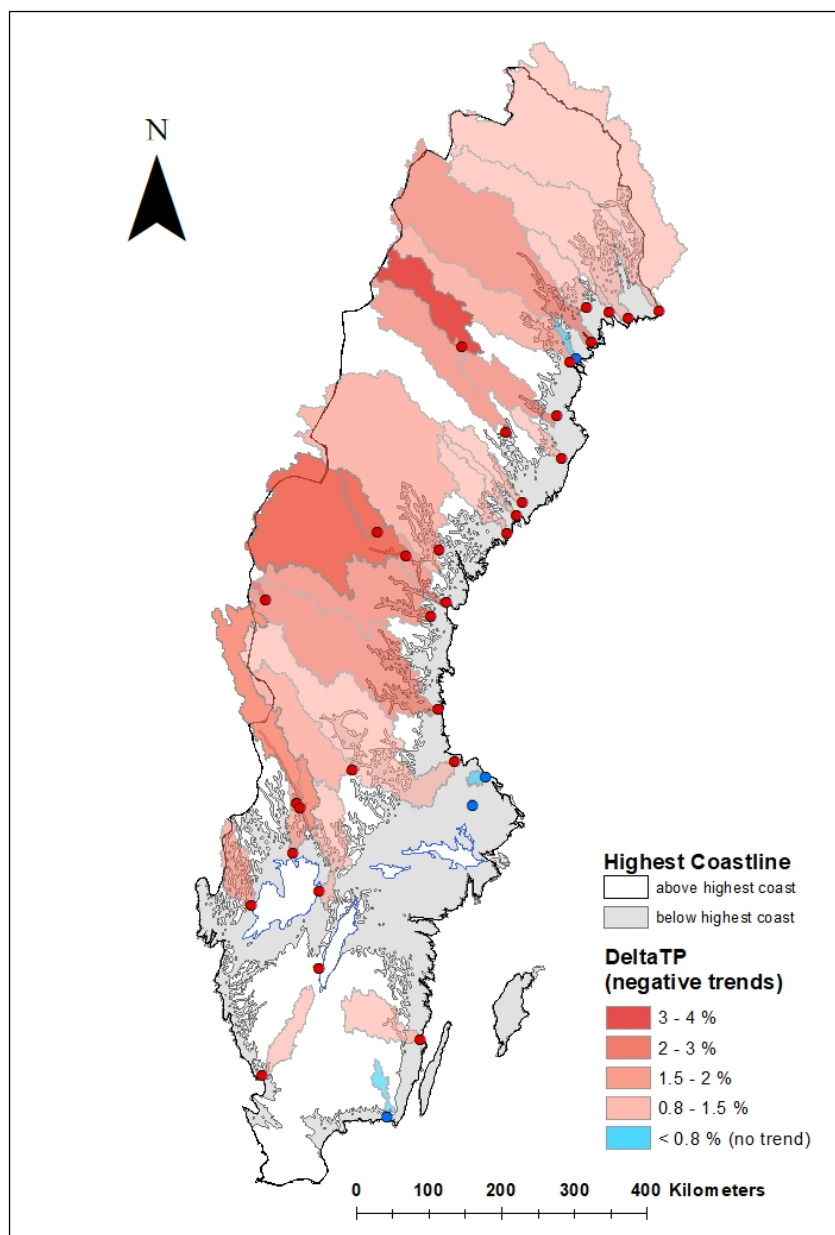
Figur 4.1.7. Samband (GAM) mellan max-NDVI och total-P koncentrationer i fjällsjöar.

Vi arbetar för närvarande med skrivandet av en artikel om inlagringen av N och P i fjällvegetationen (Goedkoop et al. in prep) och tänker oss att den ska följas av en andra artikel som fokuserar på kolinlagringen.

4.2 WP2 – Avrinning och närsaltsbelastning

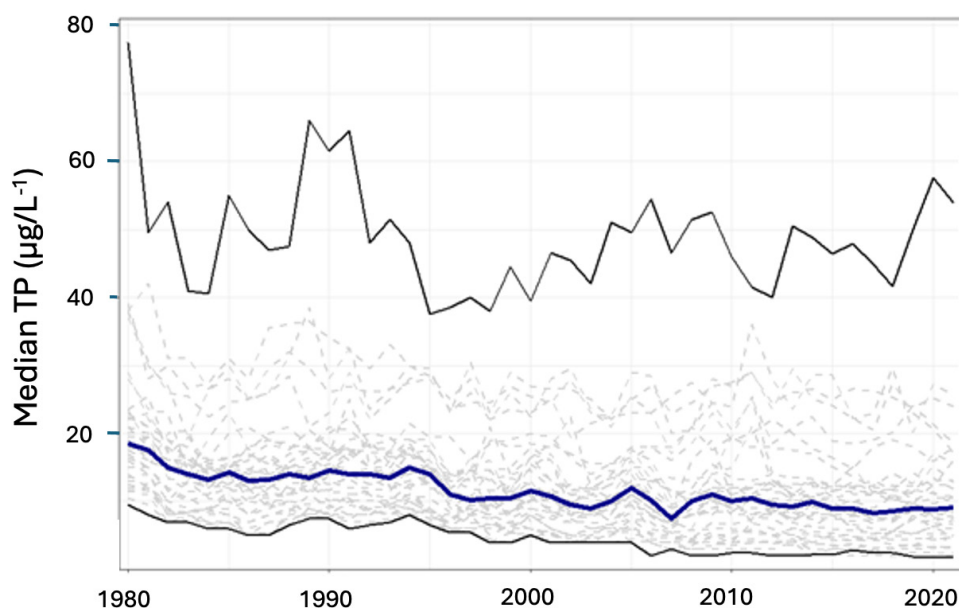
Trender i närsaltsavrinning (total-P) mellan 1980 och 2021 analyserades för 34 flodmynningsstationer varav flera representerar stora avrinningsområden. Områdena inkluderar såväl arktiska/alpina som nordliga boreala avrinningsområden med minimal antropogen påverkan (Figur 4.2.1). Förändringar i total-P studerades i ljuset av faktorer som möjligtvis kan påverka dessa trender såsom områdenas

ytliga geologi, trender av andra vattenkvalitetsparametrar, global uppvärmning och förändringar i nederbörd och vattenflöden.



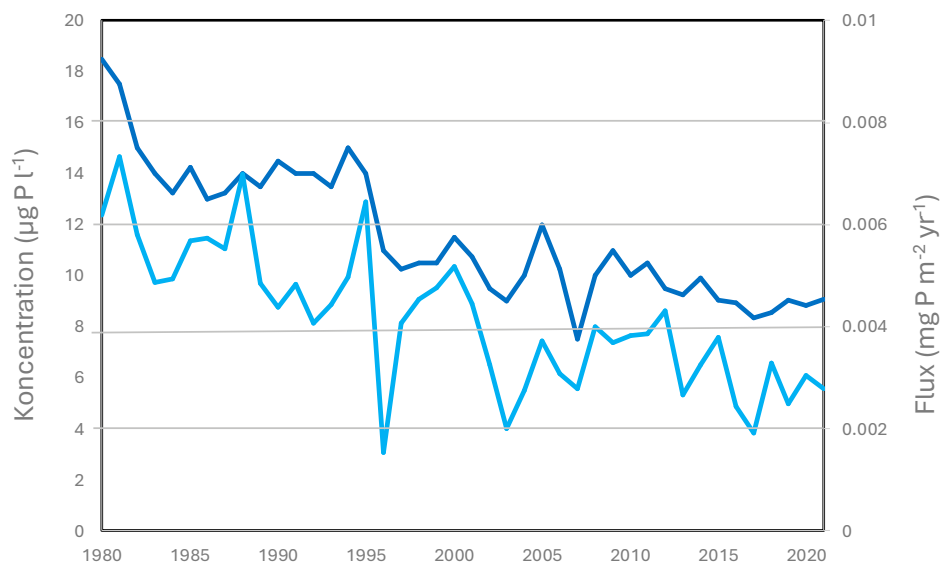
Figur 4.2.1. Karta över Sverige med provtagningspunkter (röda eller blåa punkter), avrinningsområden, total-P-trender (TP) och högsta kustlinjen. Röd färg representerar avrinningsområden med negativ TP-trend, och blå områden visar avrinningsområden med icke-signifikant trend.

Samtliga analyserade avrinningsområden visade minskande total-P-trender på mellan -4% och -0,8% per år och var statistiskt signifikanta ($p < 0.05$) för 30 av 34 studerade områden. Liknande minskade trender har rapporterats av Huser et al. (2018) för svenska sjöar. Vid 1980 var den generella total-P koncentrationen nära 20 $\mu\text{g/L}$, men kring 1995 hade total-P koncentrationen sjunkit under 15 $\mu\text{g/L}$ och under 1996–2010 ligger medelvärde så lågt som 10 $\mu\text{g/L}$ (Figur 4.2.2).



Figur 4.2.2. Spagettiplot av total-P koncentrationen (medianvärden) för flodmynningsstationer över tid. Den blå linjen visar mediankoncentrationen och svart linje visar minimum- och maximumkoncentrationen.

När vi studerade area-specifik årlig avrinning (“flux”) av total-P representerade de studerade flodmynnningarna värden mellan -3,5% och -1% per år, och minskningarna var signifikanta för 26 av 34 lokaler. Medianutflödet halverades under perioden, från nästan 6 $\text{mg/m}^2\text{år}$ kring under 80-talet till mindre än 3 $\text{mg/m}^2\text{år}$ under 2021 (Figur 4.2.3).



Figur 4.2.3. Medianvärden för koncentration (mörkblå) och utflödet av total-P (flux, ljusblå) över tid för de 34 flodmynnningarna.

För att utvärdera vad som påverkar minskningarna av total-P för de 34 flodmynningarna studerade vi följande parametrar i förhållande till total-P närmare: lufttemperatur, nederbörd, avrinning och graddagar (Growing degree-days, GDD = årliga summeringar av temperatur när temp. > 5°C). De två parametrar som representerar "uppvärmningen" (lufttemperatur och graddagar) ökade vid alla lokaler mellan 1980 och 2021. Lufttemperaturen hade en negativ korrelation med total-P över tid vid alla lokaler, medan graddagar visade samma korrelation vid alla utom en lokal. Nederbörd och avrinning ökade endast vid 4 av 34, respektive 2 av 34 lokaler. Trots få tydliga trender över tiden var nederbörd negativt korrelerad med TP för 22 av 34 lokaler. Avrinningen var negativt korrelerad med TP vid 15 av 34 lokaler och positivt korrelerat vid 19 av 34 lokaler (Tabell 4.2.1). Dessa resultat tyder på att parametrarna som representerar "uppvärmning" är en mer trolig drivande faktor av den pågående oligotrofieringen än övriga parametrar. Tillsammans med tydliga minskningar i area-specifika total-P-utflöden (flux) pekar resultaten på en ökad retention av näringsämnen i den terrestra miljön. Det vill säga att näringen fastnar i vegetationen innan den når vattendragen ("greening") (Park et al. 2016, Piao et al. 2020), och/eller att den binds i marken/jorden med oligotrofiering som effekt (Tian et al. 2023).

Tabell 4.2.1. Temporala trender för parametrar i jämförelse med total-P, angivna som positiv, negativ eller ingen signifikant trend (p<0.05, Mann Kendall's tau). *TOC fanns endast tillgängligt för 26 lokaler.

	Positiv	Negativ	Ingen trend
Alkalinitet	23	-	11
pH	18	1	15
Kalcium	5	8	21
Total organiskt kol (TOC)*	16	-	10
Graddagar (Growing degree days (GDD))	34	-	-
Nederbörd	4	1	29
Lufttemperatur	34	-	-
Avrinning	2	-	32

4.3 WP3 – Närsaltsprocesser i sjön

Denna del av projektet använde befintliga och nya data samt laboratorieförsök för att kunna bedöma processerna som styr tillgängligheten av och kretsloppet för näringsämnen i sjöarna. Modeller av P-koncentrationer i sjöarna samt läckage av P från sedimentet användes för att kunna simulera effekter av ett ändrat klimat och utvecklingen runt sjöarna på vattenkvaliteten i framtiden.

Metoder - Sedimentegenskaper och provtagning

Under juni 2021 och 2022 genomfördes provtagning av bottensediment från transport- och ackumulationsbottnar i tio fjällsjöar och fjällnära sjöar (Tabell 4.3.1). Sju sjöar bedömdes som opåverkade (de har varit nationella referenssjöar) och tre hade en viss mänsklig påverkan (baserat på närheten till skidanläggningar och

bebyggelse). Två sedimentkärnor provtogs från varje provtagningsplats (en till tre platser i varje sjö beroende på sjöns storlek, påverkansstatus, och andra befintliga sedimentdata) med en sedimenthämtare (Willner). En sedimentkärna skiktades på plats för senare analys av sedimentkemi medan den andra sparades till inkuberingsexperiment i laboratoriet.

Tabell 4.3.1. Information om sjöarna som provtogs i studien. Påverkad status indikerar om det finns bebyggda områden i avrinningsområdet.

Sjö	Påverkad status	Areal (km ²)	HöH (m)	Djup 1 (m)	Djup 2 (m)	Djup 3 (m)
Abiskojaure	Nej	2.79	486	36,5	18,3	
Latnajaure	Nej	0.74	976	42,6		
Louvvaure	Nej	0.83	456	17,3	18,1	
Stor-Björnsjön	Nej	0.43	565	12,4	6	
Stor-Tjulträsket	Nej	5.25	540	35	15,1	
Övre Fjätsjön	Nej	0.91	746	13	11	
Ö. Särnmanssjön	Nej	0.41	949	5,5		
Funäsdalssjön	Något	2	583,3	9	4	13
Ljusnedalssjön	Lite	3,5	565,2	5	9	14
Lofssjön	Ja	17,4	592,1	25	45	

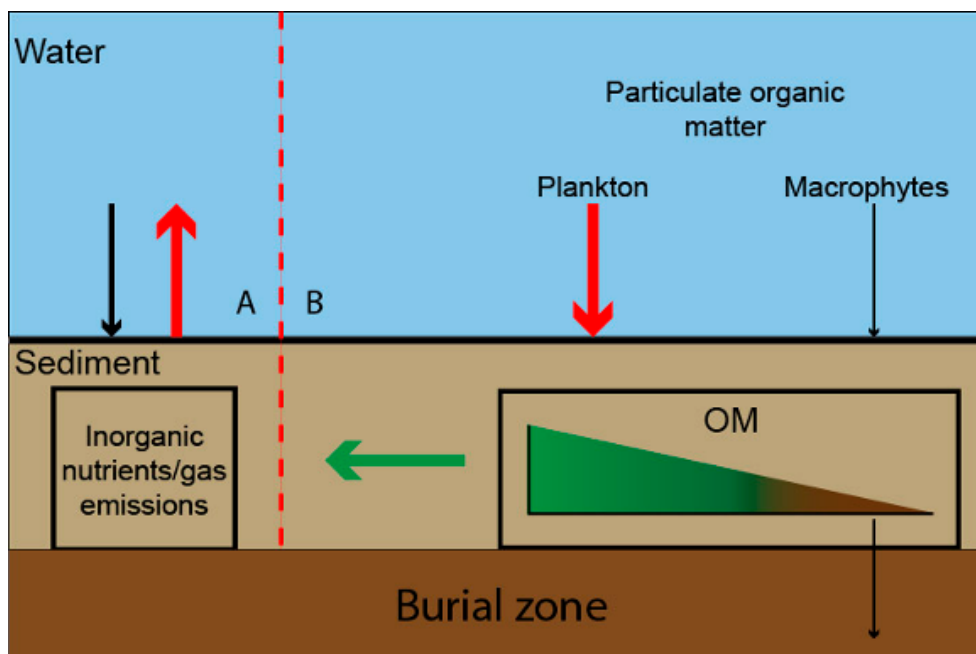
ANALYSER

Fosforfraktionering utfördes för att kunna dela upp de labila och icke labila former av P i sedimentproverna. I en fraktionerad fosforanalys extraheras olika former av P ur provet i olika steg: porvatten och löst bunden/lättrörlig, järnbunden P, aluminiumbunden P, organisk P och kalciumbunden P. Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner et al. (1988). Läckagebenägen P i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna: (1) löst bunden/lätt rörlig P, (2) järnbunden P, och (3) organisk P.

LÄCKAGEBENÄGNA FORMER AV FOSFOR

Den löst bundna P är direkt tillgänglig i vattenmassan, medan järnbunden P kan bli lättillgänglig då syrgashalten är mindre än ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner kallas också för mobil P.

Organisk P frigörs från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila P-fraktionen och frigörs från sedimentet (Figur 4.3.1). Processen tar tid, från dagar till år, men nedbrytningshastigheten ökar med en ökande temperatur. Organisk P anses också vara labil och därmed tillgänglig, men en svårnedbrytbar rest av den fraktionen finns kvar även i djupare skikt av sedimentet. Detta subtraheras från den totala koncentrationen av organisk P för att kunna beräkna den labila fraktionen som frigörs från sedimentet över tid.



Figur 4.3.1. En enkel sedimentnedbrytningsmodell som visar organiskt material (OM) och oorganiska näringsämnen i sedimentet. Labilt organiskt material (den gröna delen av OM åt vänster) bryts ned under tid och blir en del av den mobila fosforfraktionen, men den svårnedbrytbara delen av organiskt material begravs permanent i sedimentet.

Oftast är det de djupare och syrefattiga delarna av sjön som anses bidra mest till internbelastningen, men sediment i grundare delar är också viktiga på grund av två anledningar:

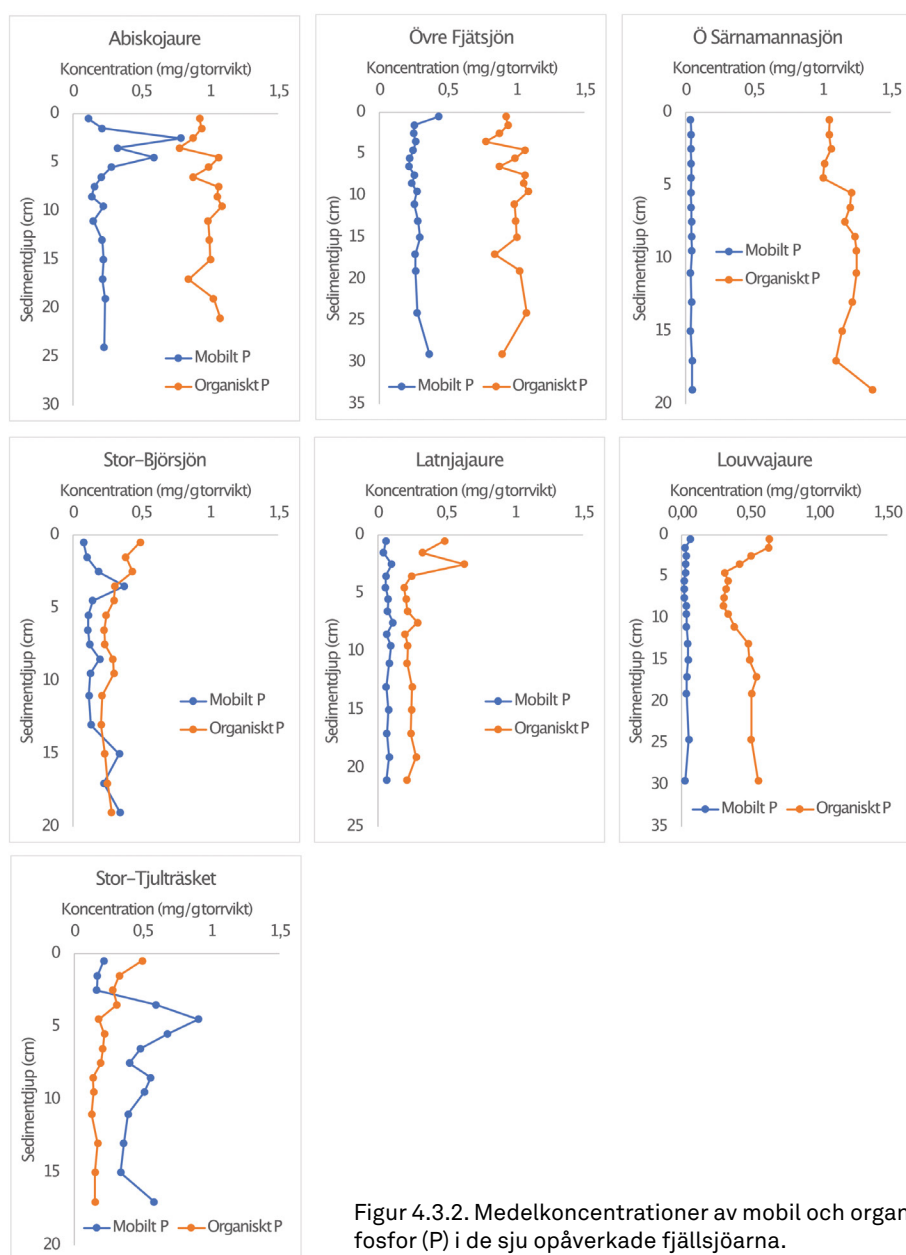
1. Syrgasfattiga förhållanden kan också förekomma i grundare delar av sjöar, särskilt under natten när vindhastigheten är lägre och produktionen av syrgas genom fotosyntes i vattnet minskar. Detta sker ganska fort och medför att P frigörs till vattenmassan och omedelbart blir tillgängligt för t.ex. alger under dagen när vattnet omblandas. Detta är osannolikt att detta sker i fjällsjöar under rådande förhållanden, men kan uppstå om de blir mera näringsrika i framtiden.
2. Organiskt material kan också släppa P efter nedbrytning, och processen ökar när temperaturen stiger. I vissa sjöar i denna studie finns det betydligt mer organisk P jämfört med mobil P som följd av tillväxt av alger och makrofyter, men också tillrinning av organiskt material från avrinningsområdet. Det tyder på att det inte är bara sediment som exponeras för syrefattiga förhållanden som kan släppa P, utan att även organiskt rikt sediment kan göra det oavsett syrgasförhållanden.

Vattenhalt och halten organiskt material (glödgningsförlust, 550°C) i sedimenten kvantifierades enligt Håkanson och Jansson (1986) efter frystorkning. Dessa data användes för att beräkna koncentration (torrvikt), sedimentdensitet, och massan av näringsämnen och metaller i sedimentet. Järn, aluminium, och kalcium extraherades från torra prover med oxalsyra och analyserades med ICP-MS. Oxalsyraextrahering frigör de mer amorfa (och reaktiva) formerna av järn- och aluminiummineraler. Dessa former har visat sig representera mineralmassan som kan binda med P och andra ämnen bättre än den totala mängden (där stark syra använd för extraktion) (Agstam-Norlin och Huser 2018).

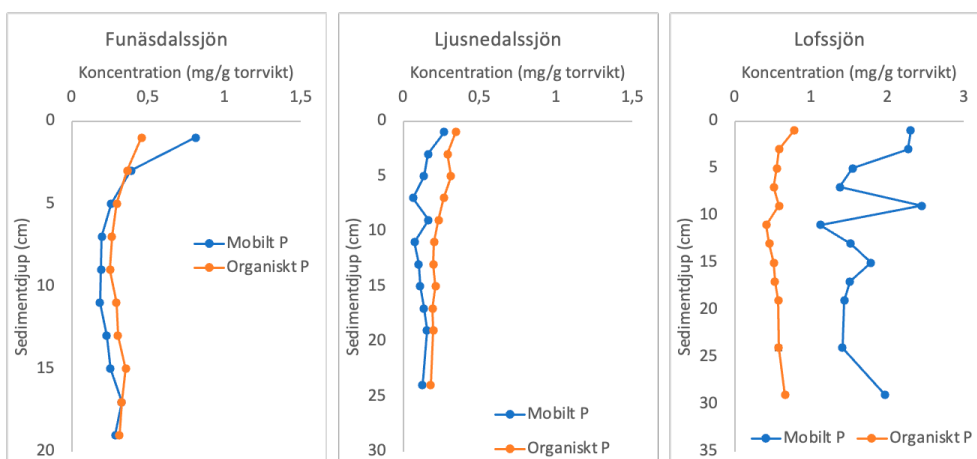
Resultat – P-fraktioner i sediment och metaller

Partikulärt material i sjöar sjunker kontinuerligt ned och bildar botten sediment. Sedimentpartiklar flyttas från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar med hjälp av vind, vågor och resuspension av sediment orsakat av bottenlevande djur. Ackumulationsbottnar i djupare delar av sjöar har generellt de högsta halterna av näringsämnen, särskilt de mobila formerna gällande P.

Mobil P i sedimentet varierade kraftigt i sjöarna, från 0,1 (Latnjajaure) till 1,9 mg/g torrsvikt (Lofssjön, Figure 4.3.2 och 4.3.3) i de översta 4 cm sedimentlagren. Organisk P visade också variation, från 0,35 (Ljusnedalssjön) till 1,1 mg/g torrsvikt (Övre Särnmanssjön).



Figur 4.3.2. Medelkoncentrationer av mobil och organisk fosfor (P) i de sju opåverkade fjällsjöarna.



Figur 4.3.3. Medelkoncentrationer (torrvikt) av mobil och organisk P i de tre något påverkade fjällsjöarna. Notera att X-skalan är större för Lofssjön som följd av högre koncentrationer av läckagebenägna P-former.

Det fanns inga tydliga trender för organisk eller mobil P i sjöarna, förutom att två av sjöarna med de högsta koncentrationerna av mobil P var något påverkade (Funäsdalssjön och Lofssjön). De flesta av de opåverkade sjöarna hade mindre mängd mobil P jämfört med organisk P, vilket kan vara en indikation på att sedimenten är näringsfattiga.

P i sedimentet och internbelastning

Koncentration av P omvandlades till massa för att kunna beräkna mängden P i sedimentet och potentiell internbelastning av P (frigörelse av P från sedimentet). Potentiell internbelastning av P beräknades med hjälp av en empirisk modell (Pilgrim et al. 2007) där mobil fosformassa i de översta sedimentlagren (0-4 cm) används för att beräkna maximal internbelastning (Tabell 4.3.2). Denna ekvation modifierades för att även kunna inkludera frigörelse av P från organiskt material också. En riskmodell tillämpades till internbelastningshastigheten (Li) för att kunna bedöma risk för problem med internbelastning baserat på mängden läckagebenägen P i sedimentet (Huser m.fl. 2023). Det ska tydliggöras att denna modell har utvecklats för sjöar utanför fjällen, vilket gör att den sannolikt underskattar risken för problem med internbelastning något. Detta då fjällsjöar har lägre referensvärden för P och därför sannolikt har en lägre naturlig internbelastning.

Tabell 4.3.2. Potentiell internbelastningshastighet av fosfor (Li) från de mobila (mob-P) och organiska (org-P) fraktionerna. Modellerad framtida risk för problem med internbelastning finns med (Risknivå).

Sjö	Li mob-P (mg/m ² /d)	Li Org-P (mg/m ² /d)	Li mob+org-P (mg/m ² /d)	Risknivå
Louvvajaure	-0,54	1,0	0,45	Mycket låg
Ö. Särnamannasjön	-0,45	2,6	2,1	Låg
Latnjajaure	1,1	2,0	3,2	Låg
Stor-Björsjön	1,9	1,4	3,3	Låg
Övre Fjätsjön	2,9	2,2	5,2	Måttlig hög
Ljusnedalssjön	3,8	1,2	5,0	Måttlig hög
Funäsdalssjön	9,0	2,1	11,2	Måttlig hög
Stor-Tjulträsket	9,4	3,8	13,2	Måttlig hög
Lofssjön	17,6	1,3	18,9	Hög
Abiskojaure	24,7	5,2	29,9	Hög

Man ser att det finns sjöar där det finns allt från en låg risk för problem med internbelastning av P till en hög risk. Risken kopplas till utveckling av låga syrgashalter i bottenvatten och/eller högre temperaturer. När vattnet ovan sedimentytan blir syrefattig frigörs P från järn (och mangan). Nedbrytning av organiskt material ökar när temperaturen stiger, så om vattnet blir varmare skulle denna form av P-frigörelse också öka. Och om nedbrytning av organiskt material ökar, då ökar syreförbrukning, vilket leder till frigörelse av P från järn.

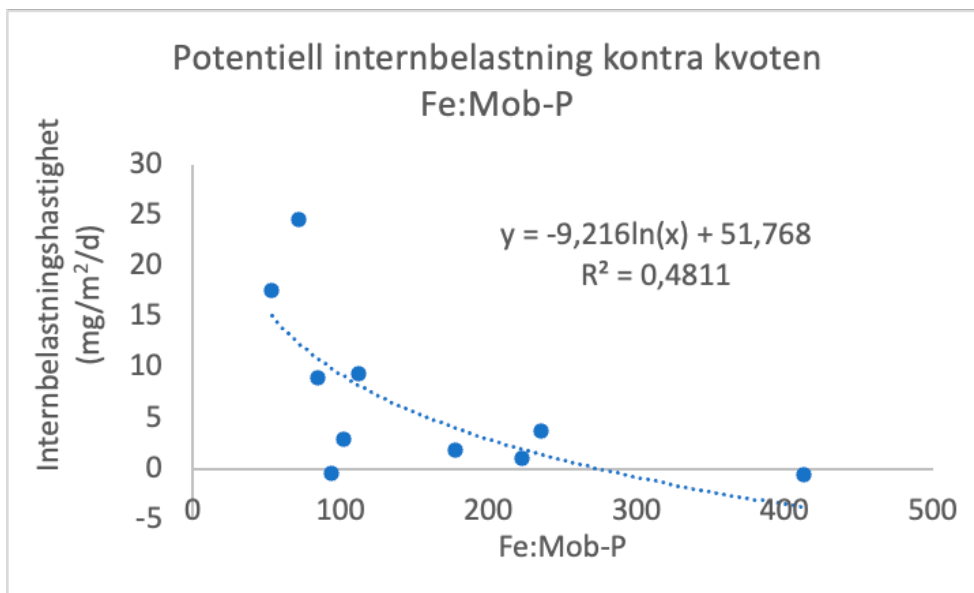
Relationer mellan P och metaller i sedimenten med potentiell internbelastning

Sediment analyserades med avseende på olika metaller som kan binda med näringsämnen som P (Tabell 4.3.3). Både järn- och aluminiumkoncentrationer varierade avsevärt mellan sjöarna. Järn varierade mest med den lägsta halten i Övre Särnamannasjön (3,7 mg/g) och den högsta i Lofssjön (121,8 mg/g).

Tabell 4.3.3. Medelkoncentrationer (mg/g torrsvikt) av järn (Fe) och Aluminium (Al) samt olika kvoter mellan dessa metaller och antingen mobil eller total-P (TP) i de översta 4 cm sedimentlagren.

Sjö	Fe (mg/g)	Al (mg/g)	Fe:Mob-P	Al+Fe:TP
Louvvajaure	6,4	9,4	412	19
Ljusnedalssjön	36,7	3,2	235	53
Latnjajaure	14,4	5,1	222	17
Stor-Björsjön	7,8	3,2	177	12
Stor-Tjulträsket	32,0	3,1	112	21
Övre Fjätsjön	30,9	9,1	102	16
Ö. Särnamannasjön	3,7	13,9	94	9
Funäsdalssjön	38,4	7,2	84	35
Abiskojaure	26,0	1,9	72	16
Lofssjön	121,8	11,9	53	35

Det fanns inga starka samband mellan total-P och metaller i sediment, men en jämförelse av järn och mobil P visade ett ganska starkt samband (Figur 4.3.4). I de fall där järn finns i överskott i sedimentet (med avseende på mobil P) resulterar detta i lägre internbelastningshastigheter. Detta är en följd av att sedimentets bindningskapacitet blir högre vid järnöverskott och mobil P binds i stället för att mobiliseras.



Figur 4.3.4. Relationen mellan potentiell internbelastning och kvoten mellan järn (Fe) och mobil P (Mob-P) i de översta 4 cm sediment i alla sjöar i studien.

Kvoten Fe:Mobil P på ca. 100 verkar vara en gräns där det finns en högre risk för förhöjd internbelastning. Två av de studerade sjöarna som ligger under gränsen är påverkade i form av bebyggelse i avrinningsområdet (Funäsdalsjön och Lofssjön). Även Övre Särnamannasjön kan ha varit påverkad av förhöjt näringsutsläpp. Det finns berättelser om att någon har tillsatt gödsel till sjön för att stimulera tillväxt av fisk, men det fanns inget tillstånd för att göra detta så det var omöjligt att bekräfta om det var sant. Sedimentdata tyder dock på att det historiskt har förekommit någon form av påverkan gällande P i denna sjö. Koncentrationen av järn i denna sjö var även den lägsta av alla studerade sjöar.

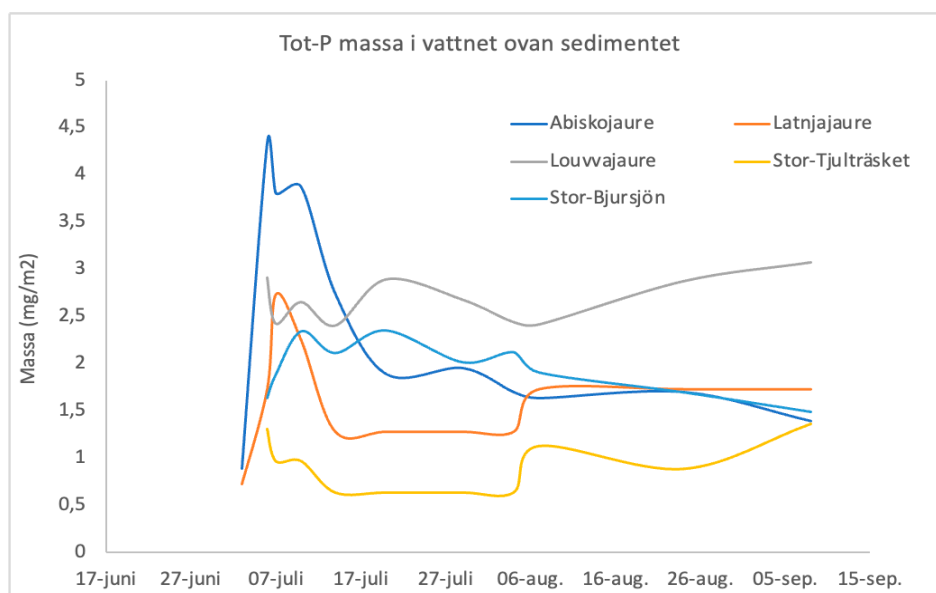
Gällande Abiskojaure är det okänt hur eller om sedimenten har påverkats av någon antropogen näringskälla. Tyvärr fanns det inga markgeokemiska data för morän (markytan) för att kunna visa på detta heller. Det finns data för C-horisonten runt fjällsjöarna, dvs det opåverkade djupare markskiktet, men den representerar inte vad som kan transporteras till sjöarna. Vi testade dessa data ändå och det fanns inga relationer alls mellan halter av metaller i sedimenten och halter i C-horisonten.

Inkuberingsförsök

Två till tre sedimentproppar hämtades från sjöarna för inkuberingsförsök i laboratoriet där frigörelse av P och syrgashalter mättes under några veckor. Minst en propp hämtades från den djupaste delen (ackumulationsbotten) och minst en från ungefär medeldjupet av varje sjö (förutom Övre Särnamannasjön och Lantnajaure eftersom det fanns sediment bara i djuphålet). Detta för att kunna bedöma internbelastning av P i områden där det är troligt att frigörelse av P sker, istället för bara i djuphålen. Internbelastning består av P som frigörs från järn (när syrgas minskar i vattnet) och från organiskt material efter nedbrytning.

Alla sedimentpropparna hämtades och förvarades i ett kylskåp (4 °C) i mörkret innan försöket påbörjades cirka 1-5 dagar efter provtagning. För att förhindra diffusion av syrgas, tillsattes 3 mm ren mineralolja på vattenytan i alla rör med sediment (ca 30 cm) och sjövattnet ovanpå (ca 20 cm). Kvävgas, vilket används för att tvinga vattnet att bli syrefritt, användes inte för att kunna simulera vad som skulle hända i sjöarna naturligt.

Fosfor ökade i början av försöket i några av de icke påverkade fjällsjöarna (Figur 4.3.5). Fosformängden i vatten ovan sedimentet från Abiskojaure, Latnajaure, och Stor-Björnsjön ökade som följd av mineraliseringsprocesser (nedbrytning av organiskt material), medan i Louvvajaure och Stor-Tjulträsket var fosformängden ungefär konstant under försöket. Efter den initiala ökningen minskade fosformängden något efter ökningen i Abiskojaure, Latnajaure och Stor-Björnsjön på grund av sedimentation. Syrgashalterna i försöken blev aldrig mindre än 2 mg/l, vilket är en gräns som används för att bedöma när järn (och mangan) mineraler börjar att lösas upp och släppa P som följd av lägre redox förhållanden (reduktion-oxidation potentiell). Detta som följd av att det inte fanns tillräckligt mycket labilt organiskt material (såsom dött plankton eller växtdelar) i sedimentet som kunde användas av bakterierna, vilka i sin tur förbrukar syrgas.



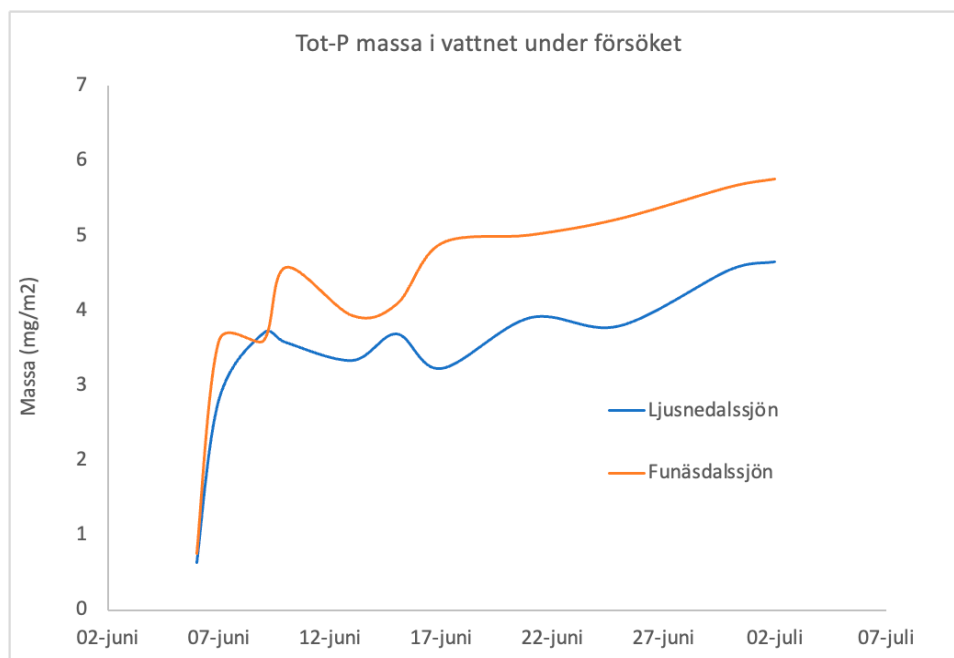
Figur 4.3.5. Medelmängden av massan av totalfosfor (tot-P) i vattnet i rören med inkuberat sediment från fem icke påverkade fjällsjöar.

Den uppmätta internbelastningshastigheten (Li) var låg i sjöarna och skedde bara i början av försöket (Tabell 4.3.4). Medelhastigheter under försöket var extremt låga medan maximala hastigheter (beräknades i början av försöket) var högre men anses fortfarande inte som förhöjd. Alla uppmätta värden var betydligt lägre jämfört med den potentiella internbelastningen (Tabell 4.3.2) förutom för Louvvajaure, vilken hade en ganska låg potentiell internbelastning enligt data för P-fraktioner i sedimentet (0,45 mg/m²/d).

Tabell 4.3.4. Medel- och maximuminternbelastningshastigheten (Li) för fem icke påverkade fjällsjöar.

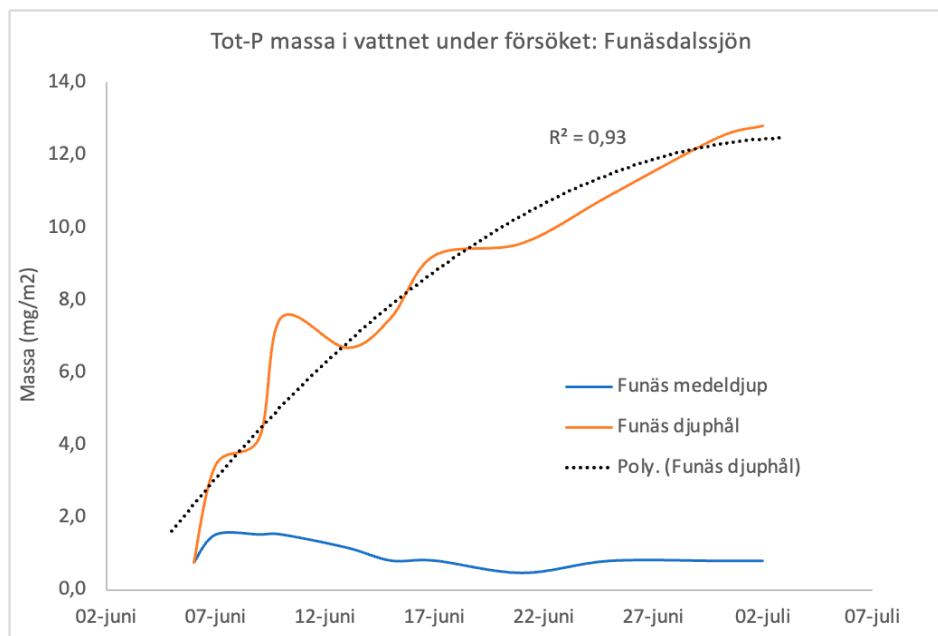
Sjö	Li (mg/m ² /d)				
	Abiskojaure	Latnjajaure	Louvvajaure	Stor-Tjulträsket	Stor-Björnsjön
Max Li	1,2	0,7	0,4	0,2	0,2
Medel Li	0,01	0,02	0,05	0,02	0,02

Resultaten var något annorlunda för de något påverkade fjällsjöarna. Medelkoncentrationerna för fosformassan i vattnet ökade fortare i början av försöket, men fortsatt att öka under senare delen av försöket (Figur 4.3.6). Detta kan förklaras av de två processerna för frigörelse av P från sediment, nedbrytning av organisk material och syrgasbrist (< 2 mg/l), samt frigörelse av P från järn. Syrgas-koncentrationen gick under den gränsen för syrgasbrist i två av rören med sediment från de djupaste ställen i både Funäsdalssjön och Ljusnedalssjön efter cirka ett par veckor.



Figur 4.3.6. Medelmassan av totalfosfor (Tot-P) i vattnet i rören med inkuberat sediment från två något påverkade fjällsjöar.

Det fanns dock stora skillnader mellan sedimentproppar som provtogs från djupa, ackumulationsbottnar, och de som provtogs från ungefärligt medeldjup (transportbottnar) i sjöarna (Figur 4.3.7). Till exempel, i Funäsdalssjön hade den sedimentpropp som provtogs från 13 m vattendjup en tydlig och ganska stor ökning av P i vattnet, medan den som provtogs från medeldjupet (4 m) visade ingen ökning alls.



Figur 4.3.7. Jämförelse av massan av totalfosfor (Tot-P) i vattnet i rören med inkuberat sediment från djuphålet och 4 m vattendjup.

Medel- och maxhastigheterna för internbelastning var 0,2 och 1,0 mg P/m²/d i Funäsdalssjön, 0,1 och 0,8 mg P/m²/d i Ljusnedalssjön och 0,1 och 2,4 mg P/m²/d i Lofssjön, vilket visserligen var högre än de i de icke påverkade sjöarna, men fortfarande inte mycket förhöjda. De maximala värdena är dock något förhöjda och det finns risk att vattenkvaliteten i dessa sjöar kommer att försämrans i framtiden. Anledningen till att Ljusnedalssjön hade mindre frigörelse av P, även om syrgasbrist utvecklades i inkuberingsrören, är troligtvis en följd av den högre kvoten av Fe:mobil-P jämfört med Funäsdalssjön (235 kontra 84, Tabell 4.3.3). Det vill säga att allt järn i sedimentet inte reducerades på en gång eftersom det tar tid för bakterier att använda det. Ju mer järn som finns i sedimentet, i relation till mobil P, desto längre tar låga syrgashalter att påverka frigörelsen av P från järn i sedimentet.

Modellering av vattenkvaliteten med avseende på P

För att simulera effekten av klimatförändringar och en utökad utveckling (exploatering) runt sjöarna har vattenkvaliteten i ytvattnet, med avseende på P, modellerats med hjälp av data från REFINE-projektet samt andra källor (se nedan).

För att bedöma effekten av enskilda och kombinerade processer som kan påverka vattenkvaliteten i sjöarna, har följande scenarier modellerats: ökad extern tillförsel av P (1), ökad internbelastning av P (2), ökad extern tillförsel av P, samt ökad internbelastning av P (3), minskad extern tillförsel av P (4), minskad extern tillförsel av P, samt ökad internbelastning av P (5), och minskad extern tillförsel av P, samt minskad internbelastning av P (6).

Kalibrering av modellerna och framtidsscenarioer

Sjöarna Ljusnedalssjön och Funäsdalssjön valdes främst för att kunna visa sjöar i ett tidigt skede av eutrofiering (dvs ännu i nuläget en relativt liten påverkan). Sedan ville vi visa skillnaden mellan sjöar med korta omsättningstider där en ändrad externbelastning av näringsämnen påverkar mer (Ljusnedalssjön) jämfört med sjöar som har långa omsättningstider och där internbelastning påverkar vattenkvaliteten mest (Funäsdalssjön).

För att modellera koncentrationen av P i ytvattnet har vattenkemiska data, sjöprofiler för syrgas och temperatur, flöde till och från sjöarna (modellerade SHYPE data), samt klimatdata (temperatur, vind, luftfuktighet, m.m. hämtat från den närmaste SMHI-väderstationen) använts. Modellen har sedan justerats/kalibrerats mot uppmätta värden i ytvatten samt inlopp i respektive sjö (tagna 2022).

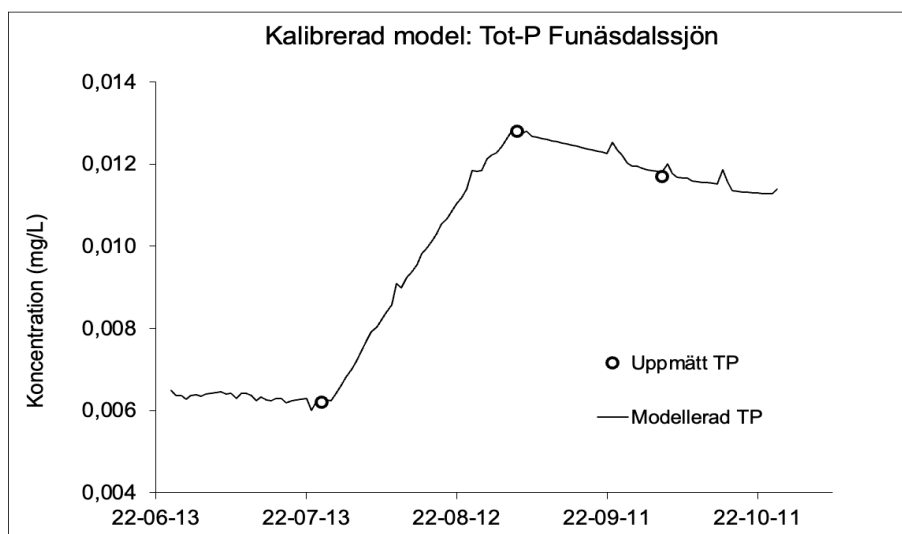
I båda sjöar har vi simulerat hur vissa ökning och minskningar av fosforkällor skulle påverka P-koncentrationen i sjön. Vi har ganska bra data på minskningar av P till sjöar (Futter et al. 2024), men det är svårt att säga hur ny utveckling runt dessa sjöar kommer att påverka P-koncentrationer i det tillrinnande vattnet. För att simulera detta har vi använt en viss procentökning av P-koncentrationer i tillrinnande vattnet. Eftersom nuvarande koncentrationerna fortfarande är låga (dvs. oftast mindre än 10), är dessa ökning inte extrema.

Gällande en ändring av internbelastningen fanns det för många variabler som inte kunde uppskattas för att kunna modellera ordentligt, såsom ändringar av olika P-former i partiklarna som skulle transporteras till och sedimentera i sjöarna och en ändring av sedimentationshastigheten som följda av detta. För att simulera en ökning av internbelastning, använde vi en viss procentökning, men hastigheterna med vilka P frigörs från sedimentet började på en låg nivå. Detta var med andra ord ingen extrem ändring heller. För att simulera en minskad internbelastning, som följd av en minskad tillförsel av fosfor till sjöarna, satt vi internbelastningshastigheten på noll.

FUNÄSDALSSJÖN

Funäsdalssjön ligger i Härjedalens kommun och avrinningsområdet (77 km²) domineras av skog (51,5 %) och fjäll (18,9 %) med 4 % av arealen som tätort och jordbruksmark. Sjön har en yta på 200 ha, ett maxdjup på 13,1 m och har en relativt lång omsättningstid på 0,8 år.

Enligt den kalibrerade modellen började internbelastning av P den 19 juli och slutade den 23 augusti (Figur 4.3.8). Under cirka en månad mellan juli och augusti var internbelastningshastigheten 1,7 mg P/m²/d, vilket anses som något förhöjd (Huser m.fl. 2023), men under hela säsongen var medelhastigheten 0,29 mg P/m²/d som är en mer naturlig nivå (Huser m.fl. 2023).

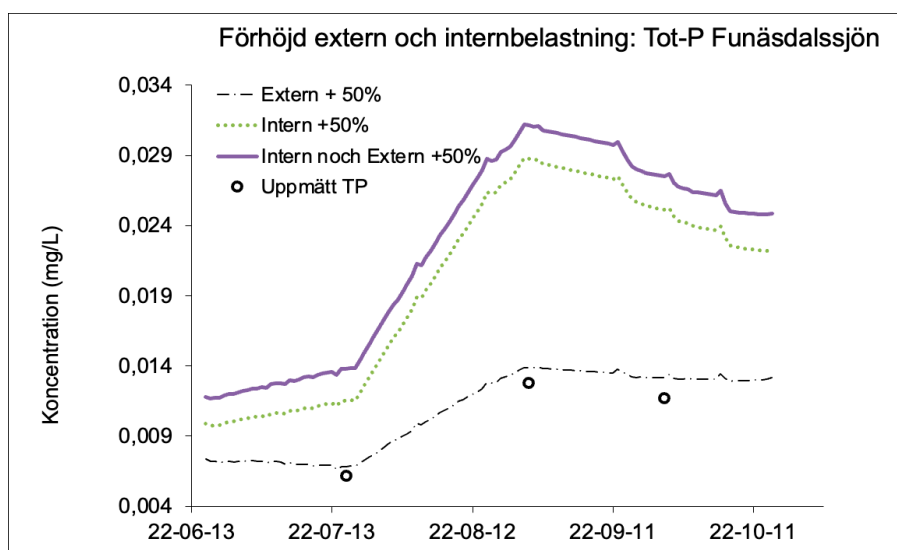


Figur 4.3.8. Den kalibrerade modellen för totalfosfor (tot-P) i Funäsdalssjöns ytvatten.

Scenarier: Ökning av extern- och internbelastning av P

En ökad externbelastning av P har modellerats för att representera en ökad tillförsel av P från t.ex. ny bebyggelse runt sjön. En ökad externbelastning skulle, under tid, leda till en ökad ackumulation av näringsrikt sediment, vilket i sin tur skulle medföra en förhöjd internbelastning av P. Detta scenario har också modellerats fram. Men det ska tydliggöras att vi inte vet hur ny P som skulle transporteras till sjön i framtiden. Det skulle krävas placering av sedimentfällor ut i sjöarna, men även då skulle partiklarna som transporteras till sjön påverkas av olika ingrepp/ändringar i avrinningsområdet och innehålla olika mängder av P-former. Som en följd av detta har vi ökat den befintliga internbelastning (som varierar under säsongen) med en viss procent som tillämpas under hela säsongen.

En ökning av P-koncentrationerna i det tillrinnande vattnet skulle ha en liten effekt på P-koncentrationer och vattenkvaliteten i sjön (Figur 4.3.9). Däremot skulle en ökning av internbelastningen motsvarande 50% av den potentiella internbelastningen (dvs ca 5 mg P/m²/d) leda till en betydande försämring av vattenkvaliteten. Detta beror främst på att sjön har en längre omsättningstid, vilket betyder att internbelastningen av P har en relativt större effekt på vattenkvaliteten än vad externbelastningen har. Generellt ökar internbelastningen som följd av en ökad externbelastning, men en ökad internbelastning kan också vara en följd av högre temperaturer i ytvattnet som orsakar en starkare och längre skiktning i sjöar.



Figur 4.3.9. Olika scenarier med förhöjda näringskällor och deras effekt på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvattnet av Funäsdalssjön.

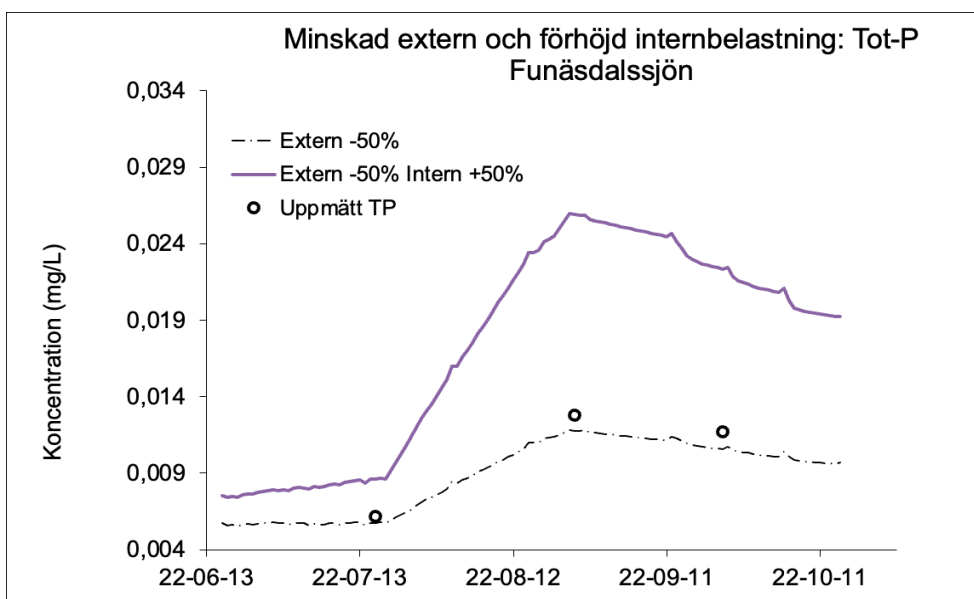
Medelkoncentrationen av P i ytvattnet (15 juni till 31 oktober) skulle stiga från 11 till 12 µg/l med endast förhöjd externbelastning och till 23 µg/l om bara internbelastning av P skulle öka. I kombination skulle detta leda till en ökning av P-koncentrationen i ytvattnet till 26 µg/l (Tabell 4.3.5).

Tabell 4.3.5. Medelkoncentrationen av fosfor i ytvattnet (tot-P) från den 15 juni till den 31 oktober och förändring av statusklassningen i Funäsdalssjön under några möjliga framtids-scenarier. Statusklassningen baseras på ett referens tot-P värde av 10,9 µg/l. Notera att höjd över havet var över kalibreringsintervallet, och det är troligt att referensvärdet skulle ha varit lägre. Li = sjöns nuvarande intern belastning.

Sjö	Scenario	tot-P (µg/l)	Status klassning
Funäsdalssjön	Kalibrering	11	Hög
	Extern (+50%)	12	Hög
	Intern (Li +50%)	23	Måttlig
	Intern och extern (+50%)	26	Måttlig
	Extern (-50%)	10	Hög
	Intern (+50%) Extern (-50%)	20	God
	Intern (0) Extern (-50%)	4	Hög

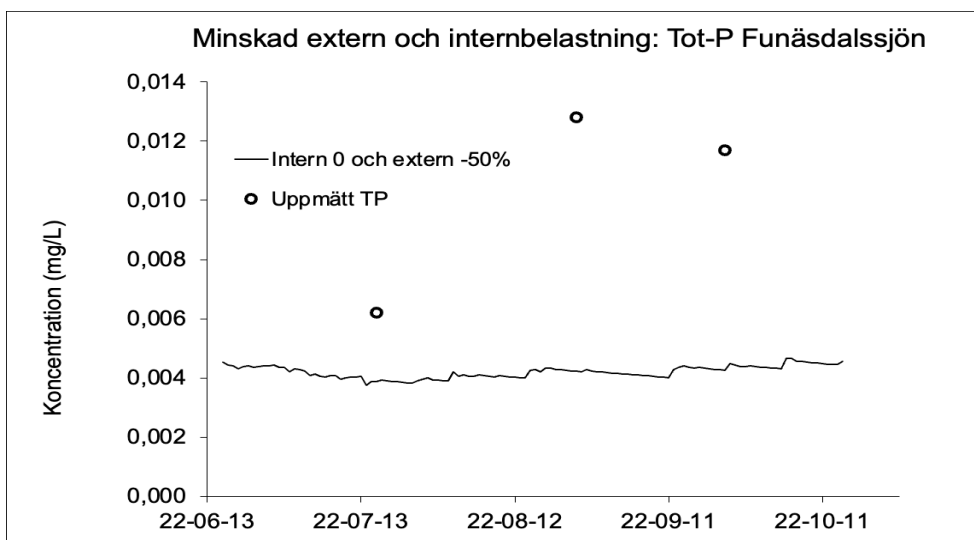
Scenarier: Minskning av externbelastning och ökning eller minskning av internbelastning av fosfor

Som beskrevs i WP 1 och 2 ovan, är det möjligt att tot-P koncentrationerna kommer att minska i många vattendrag som rinner till sjöar i Sverige. För att testa detta scenario, har den externa belastningen minskats med 50 % (Figur 4.3.10). En minskad koncentration av P har liten effekt på P i ytvattnet (den minskar från 11 till 10 µg/l), medan en kombination av detta scenario med en förhöjd internbelastning resulterar i en dämpad men fortfarande ganska stor ökning av P-koncentrationerna i ytvattnet av Funäsdalssjön under säsongen (20 µg/l).



Figur 4.3.10. Olika scenarier med förhöjd internbelastning och minskad externbelastning och deras effekt på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvattnet av Funäsdalssjön.

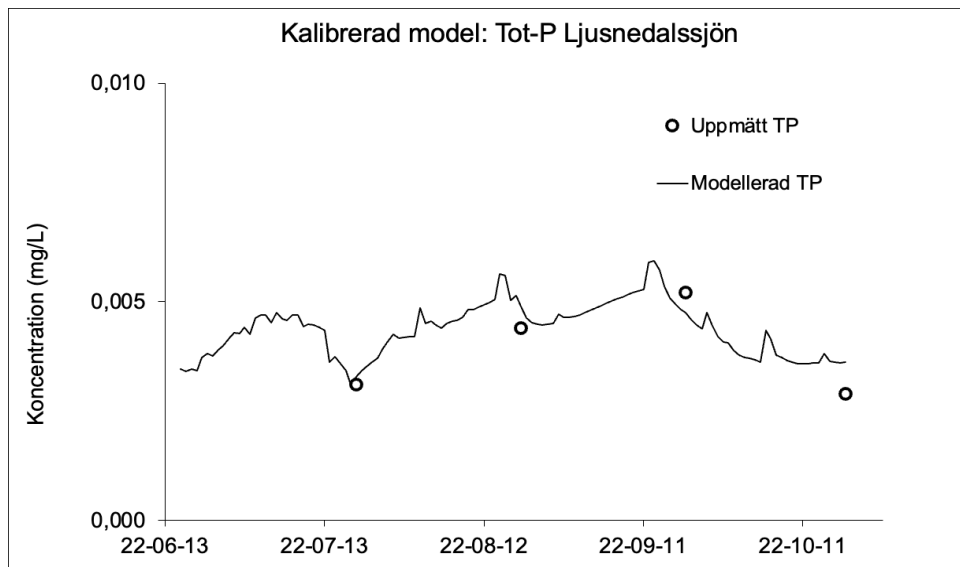
En mer rimlig simulering skulle inkludera en minskning av externbelastning som i sin tur skulle leda till minskning av internbelastning i Funäsdalssjön. Med andra ord, om P inte tillförs och sedimenterar i sjön, så blir det mindre organiskt material och näringsämnen i sedimentet som kan driva internbelastning. En reduktion av externbelastningen (-50%) och en minskning av internbelastningen till 0 (som vi ser i några opåverkade fjällsjöar) resulterar i en medelkoncentration på 4 µg/l i Funäsdalssjön (Figur 4.3.11).



Figur 4.3.11. Scenario med minskade näringskällor, inklusive internbelastning till 0 mg/m²/d, och deras effekt på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvattnet av Funäsdalssjön.

LJUSNEDALSSJÖN

Ljusnedalssjön ligger nära Funäsdalssjön men har ett betydligt större avrinningsområde (505,1 km²) som domineras mest av fjällområden (46 %) och skog 38 %), medan 2 % är antingen jordbruksmark eller tätort. Sjön är 355 ha stor och har ett maxdjup på 15,3 m. Ljusnedalssjön har en kort omsättningstid på 0,1 år. Enligt den kalibrerade modellen (Figur 4.3.12) började internbelastningen av P den 6 augusti och slutade den 19 september. Under denna period var internbelastningshastigheten 0,5 mg/m²d, vilket kan anses som en nära-naturlig nivå (ca. 0,1-0,3 mg/m²d, Huser m.fl. 2023).

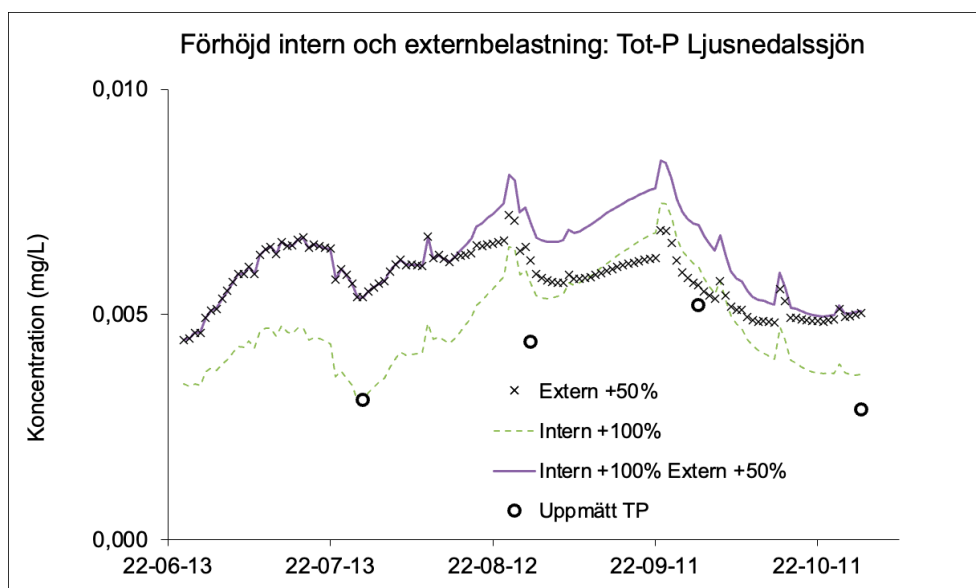


Figur 4.3.12. Den kalibrerade modellen för totalfosfor (tot-P) i Ljusnedalssjöns ytvatten.

Scenarier: Ökning av extern- och internbelastning av P

Precis som Funäsdalssjön, har en ökad externbelastning av P modellerats för att representera en ökad tillförsel av P till sjön från t.ex. ny bebyggelse runt sjön. En ökad externbelastning skulle med tiden sannolikt leda till mer ackumulation av näringsrikt sediment, vilket i sin tur skulle leda till en förhöjd internbelastning av P. Detta scenario har också modellerats fram.

En 50 % ökning av koncentrationerna i tillrinnande vattnet skulle ha en liten effekt på P och vattenkvaliteten i sjön (Figur 4.3.13). Däremot skulle en fördubbling av internbelastning motsvarande 1 mg/m²d leda till en mindre försämring av vattenkvaliteten. Detta beror på att sjön har en relativt kort omsättningstid, vilket betyder att internbelastningen av P har relativt sett en mindre effekt på vattenkvaliteten jämfört med externbelastning. Men detta tyder inte nödvändigtvis på att ökad internbelastning inte blir något problem i sådana situationer, då nedströms belägna sjöar kommer att påverkas av överskottet av näringsämnen.



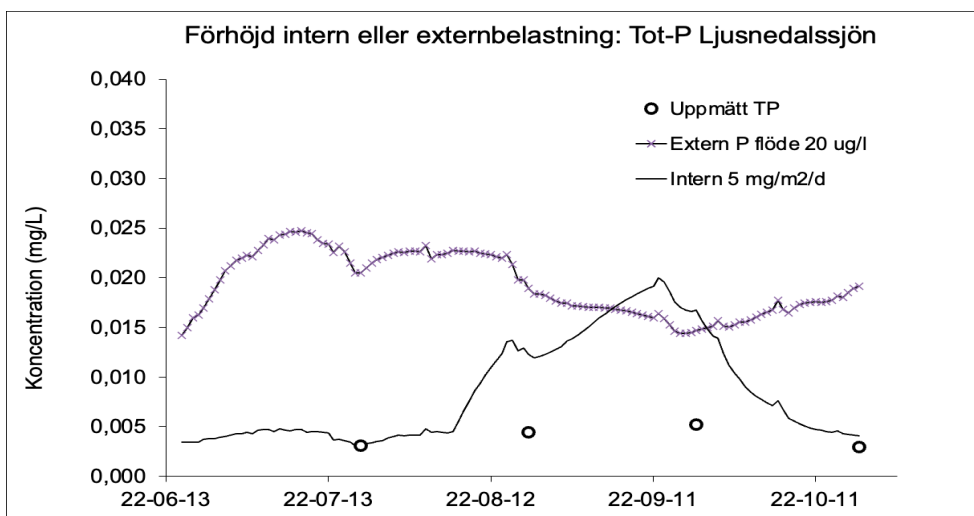
Figur 4.3.13. Olika scenarier med förhöjda näringskällor och deras effekt på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvattnet av Ljusnedalssjön.

Medelvärden för P-koncentrationen i ytvattnet (15 juni till 31 oktober) skulle stiga från 4,4 till 5,8 $\mu\text{g/l}$ med endast förhöjd externbelastning och till 5,1 $\mu\text{g/l}$ om bara internbelastning av P skulle öka. I kombination skulle detta leda till en ökning av P-koncentrationen i ytvattnet till 6,5 $\mu\text{g/l}$ (Tabell 4.3.6).

Tabell 4.3.6. Medelfosforkoncentrationerna i ytvattnet (tot-P) från den 15 juni till den 31 oktober och förändring av statusklassningen i Ljusnedalssjön under några möjliga framtids-scenarier. Statusklassning baseras på ett referensvärde för tot-P av 10 $\mu\text{g/l}$. Notera att höjd över havet var över kalibreringsintervallet, och det är troligt att referensvärdet skulle ha varit lägre.

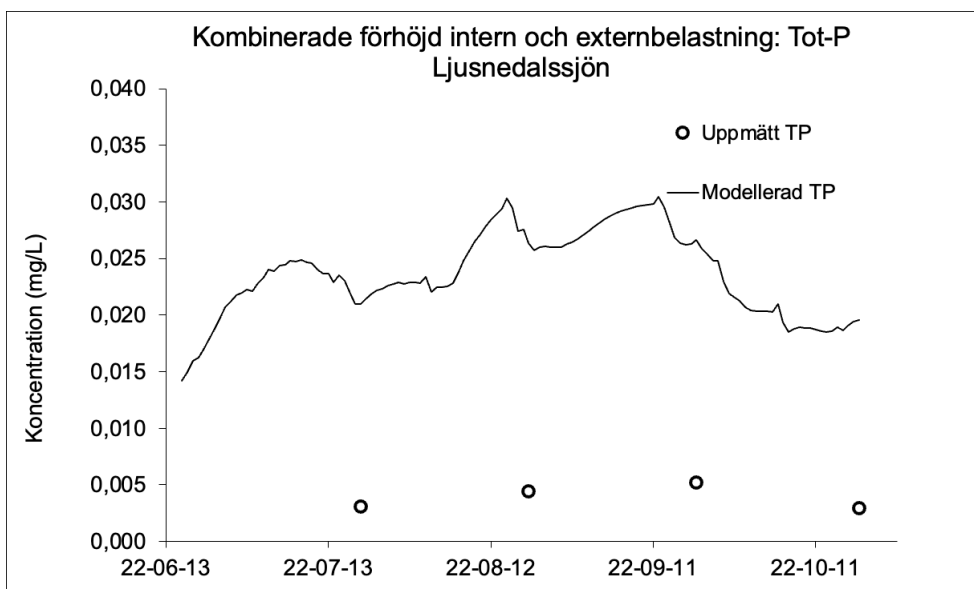
Sjö	Scenario	tot-P	Status
		($\mu\text{g/l}$)	klassning
Ljusnedalssjön	Kalibrering	4,4	Hög
	Extern (+50%)	5,8	Hög
	Intern (Li +100%)	5,1	Hög
	Intern (+100%) extern (+50%)	6,5	Hög
	Extern (flöde = 20 $\mu\text{g P/l}$)	18,6	God
	Intern (5 mg/m2d)	10,2	Hög
	Intern (5 mg/m2d) extern (20 $\mu\text{g P/l}$)	24,5	Måttlig
	Intern (0) Extern (-50%)	2,6	Hög

Eftersom den flödesviktade koncentrationer av P i inloppen till Ljusnedalssjön var redan låg (3 $\mu\text{g/l}$) och även en 50 % ökning av detta är fortfarande låg, har vi simulerat vad skulle hända om koncentrationen skulle öka till 20 $\mu\text{g/l}$ (Figur 4.3.14). Denna koncentration anses som förhöjd men inte mycket hög. I övergödda sjöar i andra delar av landet är det vanligt att P-koncentrationer i det tillrinnande vattnet når 50-100 $\mu\text{g/l}$ eller ännu högre.



Figur 4.3.14. Effekten på fosforkoncentrationer (Tot-P) i ytvatten i Ljusnedalssjön om den flödesviktade fosforkoncentrationen i inloppen skulle öka till 20 $\mu\text{g/l}$ och internbelastning skulle öka till 5 $\text{mg/m}^2\text{d}$.

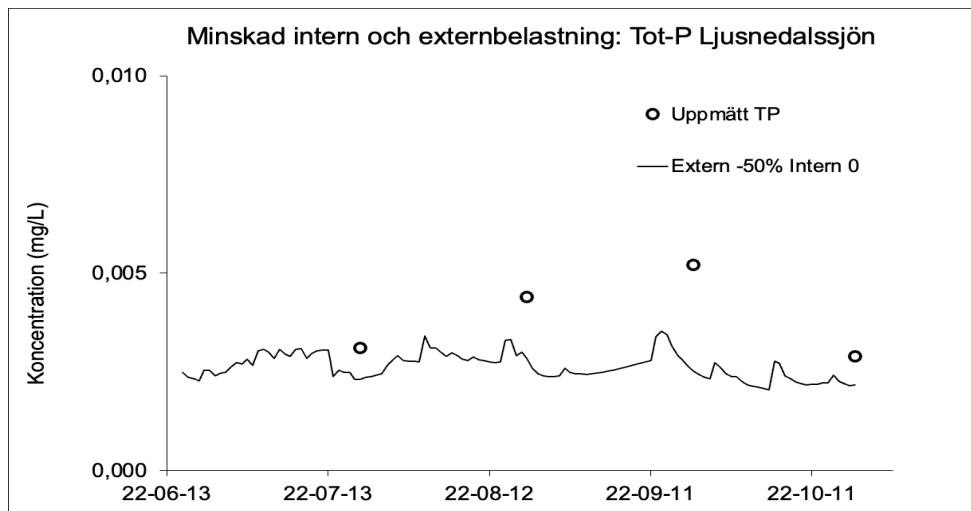
Med denna koncentration skulle medelvärden för tot-P i sjön öka från 4,4 $\mu\text{g/l}$ till 18,6 $\mu\text{g/l}$. En enskild ökning av internbelastning (till den nuvarande, potentiella hastigheten) skulle leda till en medelkoncentration av 10,2 $\mu\text{g/l}$ i sjön. Eftersom en ökad externbelastning skulle leda till en ökad internbelastning, har vi modellerat att kombinationen av dessa skulle leda till en medelkoncentration i sjön av 24,5 $\mu\text{g/l}$ (Figur 4.3.15).



Figur 4.3.15. Effekt på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvatten i Ljusnedalssjön med en kombinerad ökning av fosforkoncentrationen i inloppen till 20 $\mu\text{g/l}$ och internbelastning till 5 $\text{mg/m}^2\text{d}$.

Scenarier: Minskning av externbelastning och internbelastning av P

För att simulera en minskad tillförsel av P till samt en minskad internbelastning i Ljusnedalssjön har externbelastningen minskats med 50% och internbelastning satts till 0 mg/m²d. Medelkoncentrationen av P (15 juni till 31 oktober) skulle då minska från en redan låg 4,4 µg/l till 2,6 µg/l (Figur 4.3.16).



Figur 4.3.16. Effekt av en minskad internbelastning och externbelastning på fosforkoncentrationen (Tot-P) i ytvattnet av Ljusnedalssjön.

Nuvarande status och potentiella framtida ändringar

I dagsläget finns det inga sjöar i studien som enligt vattenkemiska data har förhöjd internbelastning, förutom möjligen Funäsdalssjön. Risken för utveckling av förhöjd internbelastning blir dock påtaglig om förhållanden i sjöarna ändras som följd av klimatförändringar (t.ex. varmare vatten, stabilare skiktning) eller om externbelastningen skulle öka som följd av exempelvis ny bebyggelse eller annan antropogen aktivitet runt sjöarna. Om internbelastningen ökar i dessa sjöar skulle vattenkvaliteten troligtvis gradvis försämrans, vilket kan leda till en ”ond cirkel” där övergödning leder till syrgasbrist i bottenvatten, vilket i sin tur ökar internbelastningen av P ännu mer. Vi ser detta scenario dock som osannolikt för de allra flesta fjällsjöarna.

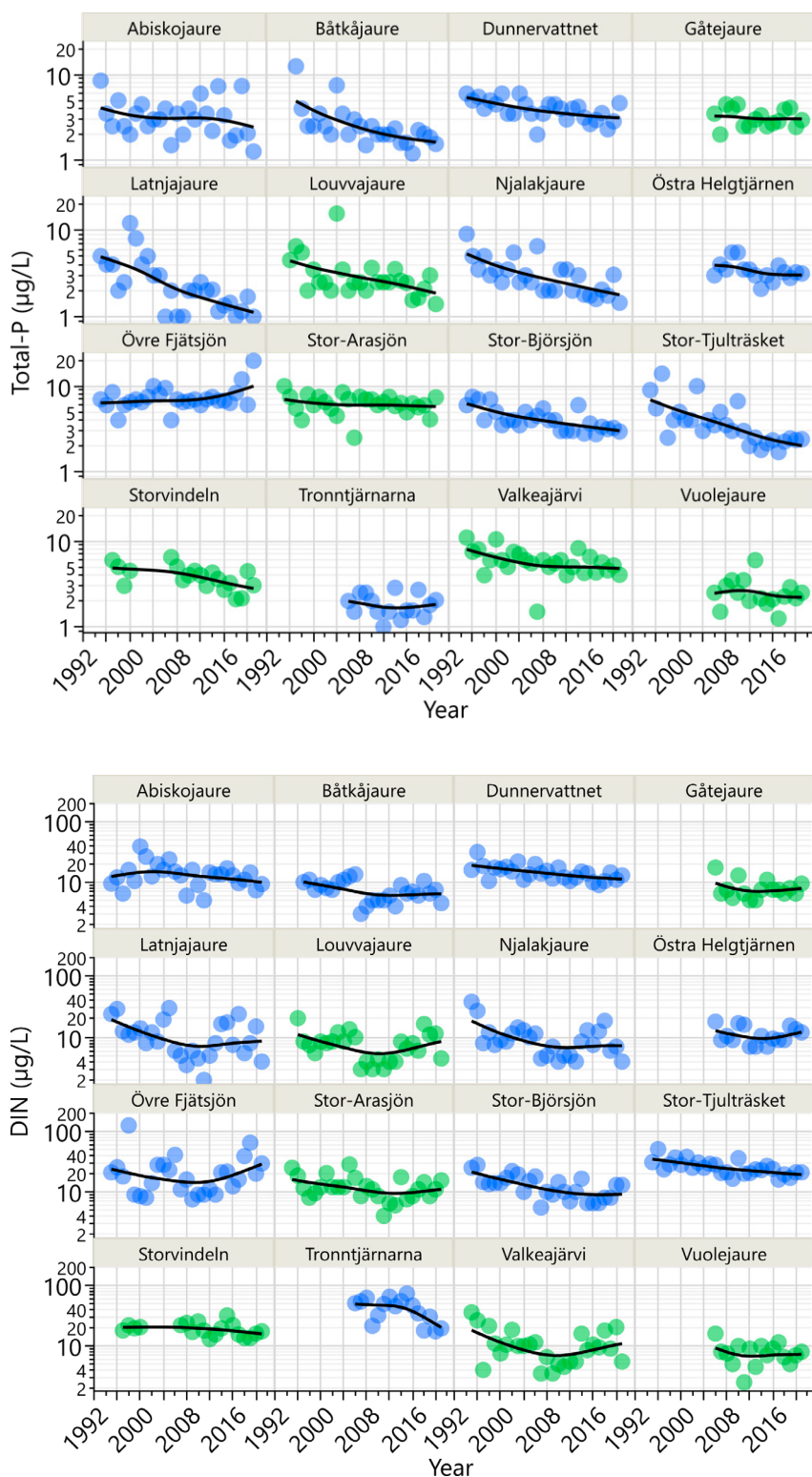
Å andra sidan ser vi att om P i tillrinnande vatten minskar, kan det leda till väldigt låga P-koncentrationer i sjöarna. Denna trend har visats ovan i WP1 och WP2 samt i tidigare studier och kommer troligtvis att fortsätta i framtiden (Futter et al. 2024, Huser et al. 2018). Tyvärr saknas i nuläget bedömningsgrunder för sjöar med mycket låga och minskande närsaltskoncentrationer som påverkade, trots potentiellt stora effekter på primärproduktionen och en ökad abundans av cyanobakterier (där många arter kan lagra P och fixera N), både i pelagialen men framförallt på bottenarna där mycket av fotosyntesen i fjällsjöar sker. Dessa sjöar bedöms ha ”Hög Status” enligt vattendirektivet (t.ex. med avseende på tot-P och växtplanktons biovolym) även om de ekologiska förhållandena påverkas av den pågående oligotrofieringen. Dessutom övervakas i nuläget varken sammansättningen eller biomassan av de bentiska alger och cyanobakterier, som står för huvuddelen av primärproduktionen i fjällsjöar.

Fokus på fjällsjöar i REFINE-projektet bidrar med data och modelleringar för dessa sjötyper och bidrar till att upptäcka och bedöma risken för internbelastning. Detta bidrar till utvecklingen av en Handbok för åtgärder mot internbelastning som Huser m.fl. utvecklar åt Havs- och vattenmyndigheten inom ramen för ett pågående EU-Life projekt.

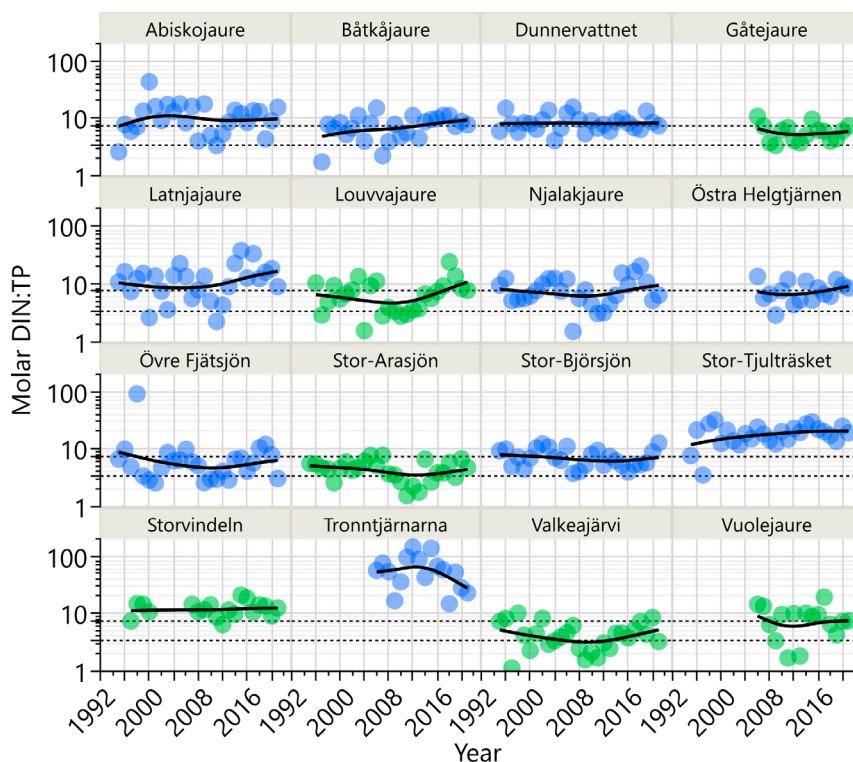
4.4 WP4 – Bedömning av oligotrofiering/ eutrofiering i fjällsjöar

Förutom generella och rätt dramatiska minskningar i tot-P koncentrationer (se ovan) så minskar även koncentrationen av löst oorganiskt kväve (DIN, dvs summan av NH₄-N och NO₂+NO₃-N) i många sjöar (Figur 4.4.1). Övre Fjättsjön är enda undantaget, för där ökar både DIN och TP på senare år till nivåer som är jämförbara med mitten på 1990-talet. Vi tolkar dessa minskningar som en följd av att mer näring fastläggs i tillrinningsområdenas vegetation och/eller marker.

Eftersom både TP och DIN minskar över tiden så sker inga större förändringar i DIN/TP-kvoten, som har föreslagits som ett mått på om planktonsamhället i sjön är P- eller N-begränsad (Bergström 2010). Bergström föreslog att ett DIN/TP mindre än 3,3 indikerar en kvävebegränsning av växtplanktproduktionen, medan värden över 7,5 indikerar P-begränsning. Experimentella studier där man tillsatt näringsämnen har också visat att växtplanktons tillväxt i fjällsjöar är P-begränsad på sensommaren och hösten, men kan vara mer kvävebegränsad under sommaren. Analyser av växtplanktonprover från sommaren, som utförs inom ramen för den nationella miljöövervakningen, visar att en stor andel av planktonorganismer består av mixotrofa arter, dvs arter som har förmåga till fotosyntes, men som också kan tillgodogöra sig näring genom att assimilera näring från partiklar (ex. bakterier) (Nilsson 2022). Mixotrofi är en anpassning till förhållanden där både ljustillgången och näringsämnen är begränsande.

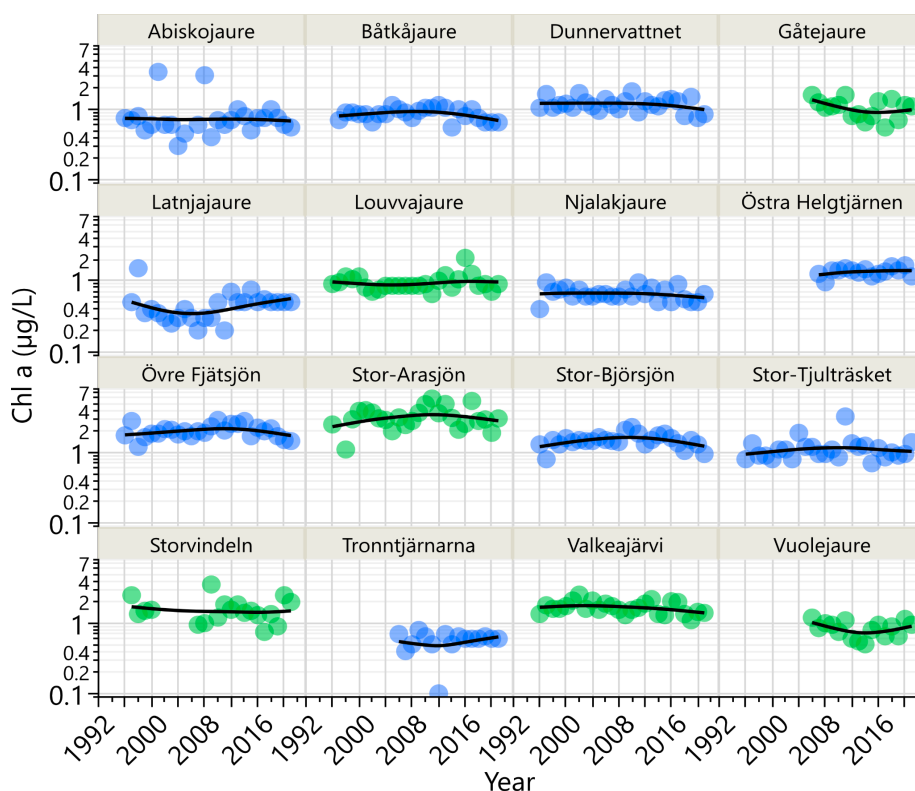


Figur 4.4.1. Tidstrender (månadsmedelvärden augusti–november 1995–2021) för vattenkoncentrationer av total-P (överst) och löst organiskt kväve (DIN) (nederst) för sjöar i den arktisk/alpina (blå) och den nordlig boreala ekoregionen (grön).



Figur 4.4.2. Tidstrender (1995–2021) för molar DIN:TP kvoten (månadsmedelvärden augusti–november) för övervakningssjöar i den arktisk/alpina (blå) och den nordlig boreala ekoregionen (grön). Horisontella, streckade linjer anger gränsen för växtplanktons kvävebegränsning ($\text{DIN:TP} < 3,3$), fosforbegränsning ($\text{DIN:TP} > 7,5$), eller gränssonen däremellan både N och P kan vara begränsande (efter Bergström 2010).

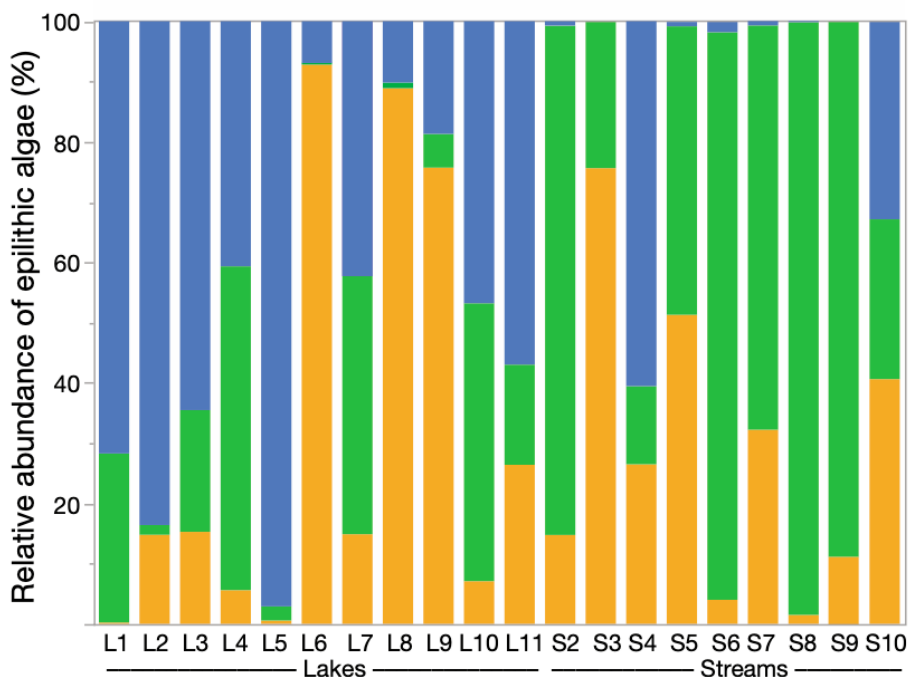
Mixotrofi kan också vara en av anledningarna att analyser av både chlorophyll α (Figur 4.4.3) och växtplankton biovolym (data visas ej i figur) inte visar några nedåtgående trender och inte några signifikanta korrelationer med TP, TOC och vattenfärg (som Abs420, absorbans vid 420 nm) i någon av sjöarna, trots påtagliga minskningar i koncentrationer av näringsämnen. Detta visar att växtplankton inte är en lämplig indikator för att detektera minskningar i näringsämnen i det snäva intervallet som de näringsfattiga, nordsvenska sjöarna spänner över.



Figur 4.4.3. Tidstrender (1995–2021) för vattenkoncentrationer av klorofyll a (månadsmedel för augusti–november) för övervakningssjöar i den arktisk/alpina (blå) och den nordlig boreala ekoregionen (grön).

I näringsfattiga klarvattensjöar är det i stället den bentiska produktionen som är mest betydelsefull för biologisk produktion. Även på större djup i dessa sjöar kan algerna fotosyntetisera och vattenväxter kan breda ut sig. De får en stor del av sin näring från sedimenten och är mindre beroende av närsaltskoncentrationen i det fria vattnet. De står för huvuddelen av primärproduktionen i klarvattensjöar och formar basen i näringsväven i dessa sjöar. Indikatorer för ekologiska förändringar i fjällsjöar och andra nordliga klarvattensjöar bör därför fokusera på de bottenlevande alger och cyanobakterier.

Prover tagna i fjällsjöar och -bäckar i ett annat projekt visar att grönalger, kiselalger och cyanobakterier utgör de ekologiskt mest betydelsefulla grupper bland påväxtsamhällen på stenar i strandzonen (Figur 4.4.4). Resultaten visar dock att deras inbördes förhållanden kan skilja sig markant mellan olika fjällvatten. Cyanobakterier har ofta förmåga att fixera kvävgas (N_2) och lagra P, medan kiselalger är mera välanpassade till skuggiga miljöer och sämre ljusförhållanden. Ett större dataset från många övervakningssjöar skulle behövas för att kunna identifiera indikatorarter eller konstruera index som kan användas inom miljöbedömningar.



Figur 4.4.4. Relativ abundans (% av biovolym) av cyanobakterier (blå), kiselalger (orange) och grönalger (grön) för 11 fjällsjöar (L1–11) och 9 fjällbäckar (S2–10). Data från Goedkoop et al. (submitted).

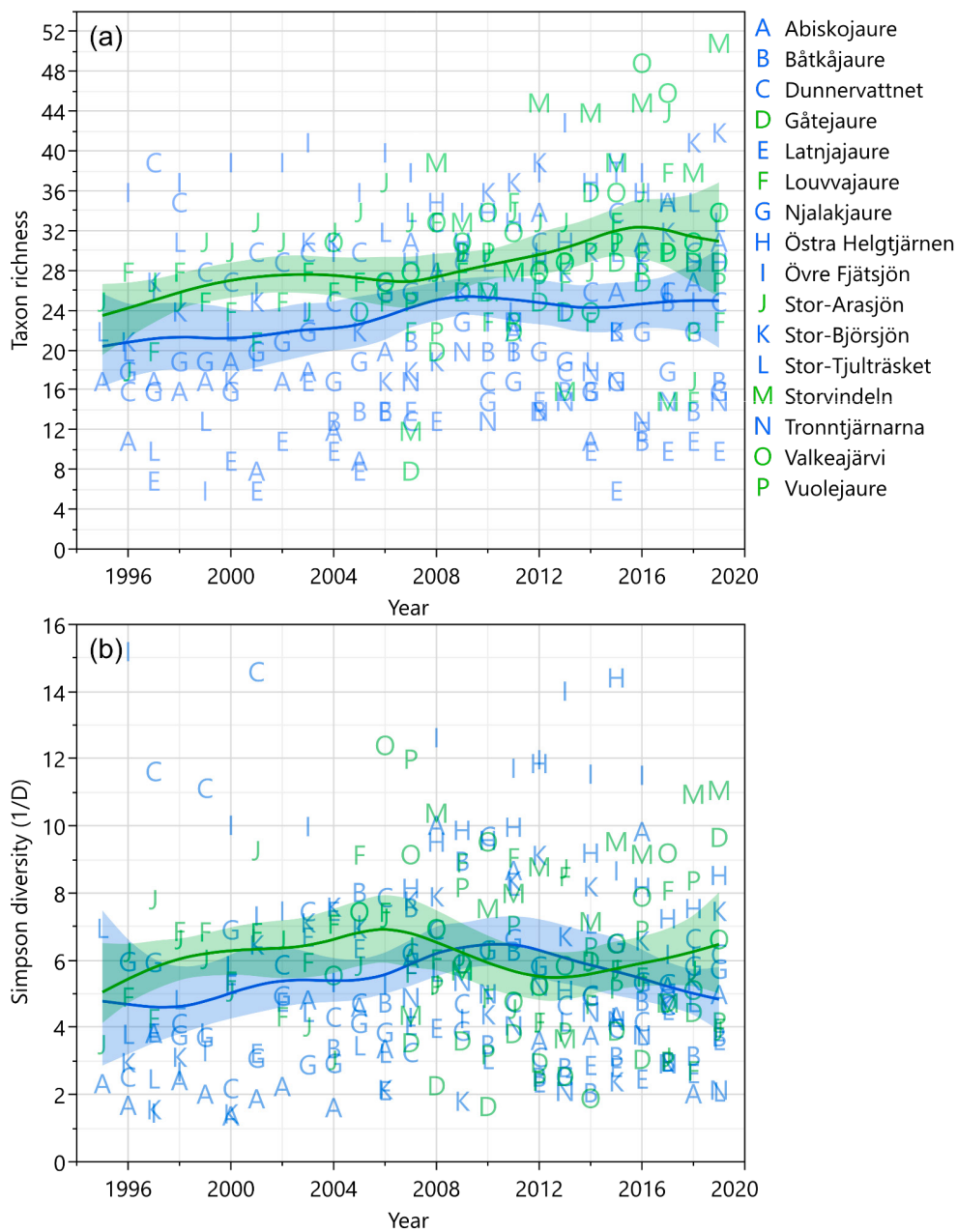
Förändringar inom litorala bottenfaunasamhällen

Vi undersökte förändringar av det bottenfaunasamhället på steniga litoralbottnar i relation till miljöförändringar under tidsperioden 1995 till 2019. Data för bottenfauna extraherades från SLU:s databas för miljödata (<https://miljodata.slu.se/mvm>) och sammanslogs till släktnivå för de flesta insektstaxa, till "familj" för iglar och till "underklass" för fåborstmaskar (oligochaeta). Vi använder därför begreppet antalet taxa för att beskriva biodiversitetsförändringar över tid. Antalet taxa av litoralbottenfaunan visade en ökande trend i sjöar i arktiska/alpina områden och sjöar i den nordlig boreala ekoregionen, men var högst i den arktisk/alpina ekoregionen (Tabell 4.4.1, figur 4.4.5a). Antalet taxa ökade i medel med 2 taxa per decennium i arktisk/alpina sjöar och med 3 taxa i de nordlig boreala sjöarna. I vissa av de studerade sjöarna var ökningstakten av antalet taxa särskilt tydlig: Abiskojaure, Gåtejaure, Stor-Arasjön, Stor-Björnsjön, Stor-Tjulträsket, Storvindeln och Valkeajärvi (Tabell 4.4.1; Figur 4.4.5a). Trendanalys av antalet taxa för Storvindeln försvårades av den höga mellanårsvariationen. Den enda sjö som visade en svag minskning av antalet taxa var Tronntjärnarna.

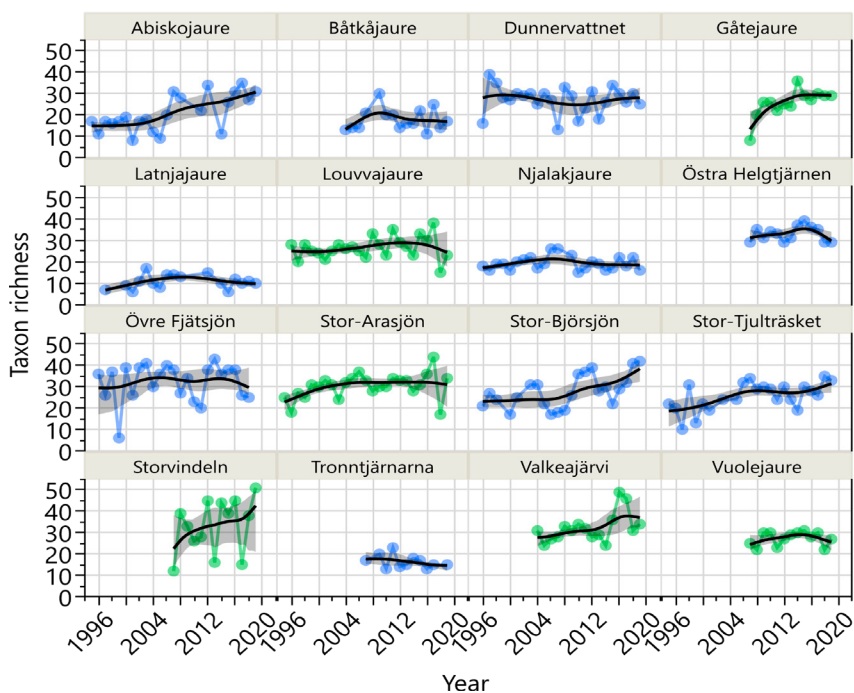
Trots tydliga generella ökningarna av antalet taxa fanns det ingen förändring av bottenfaunas Simpson Index (härefter "diversitet") i såväl arktisk/alpina som nordlig-boreala sjöar under tidsperioden 1995-2019 (Figur 4.4.5b). Ökningar av diversitet noterades för Abiskojaure, Gåtejaure, Stor-Björnsjön och Storvindeln, medan minskande diversitetstrender noterades i Båtkåjaure, Latnjajaure, Tronntjärnarna, Valkeajärvi, och Vuolejaure. Detta kan förklaras med en mindre jämn fördelning ("evenness") mellan de olika taxa som ingår i Simpson-indexet. Sammanfattningsvis visar vår data på att vissa taxa blir dominerande och det leder till en generell minskning i såväl "evenness" som diversitet av litorala bentiska makrovertebrater.

Tabell 4.4.1. Artrikedom (taxa) för litoralbottenfauna i arktisk/alpina och nordlig-boreala sjöar under åren 1995 till 2019. Sjöar angivna med fet stil användes för att identifiera taxa som kom till eller försvunnit under perioden 2015–2019 i jämförelse med 1995–1999 (Tabell 4.4.2).

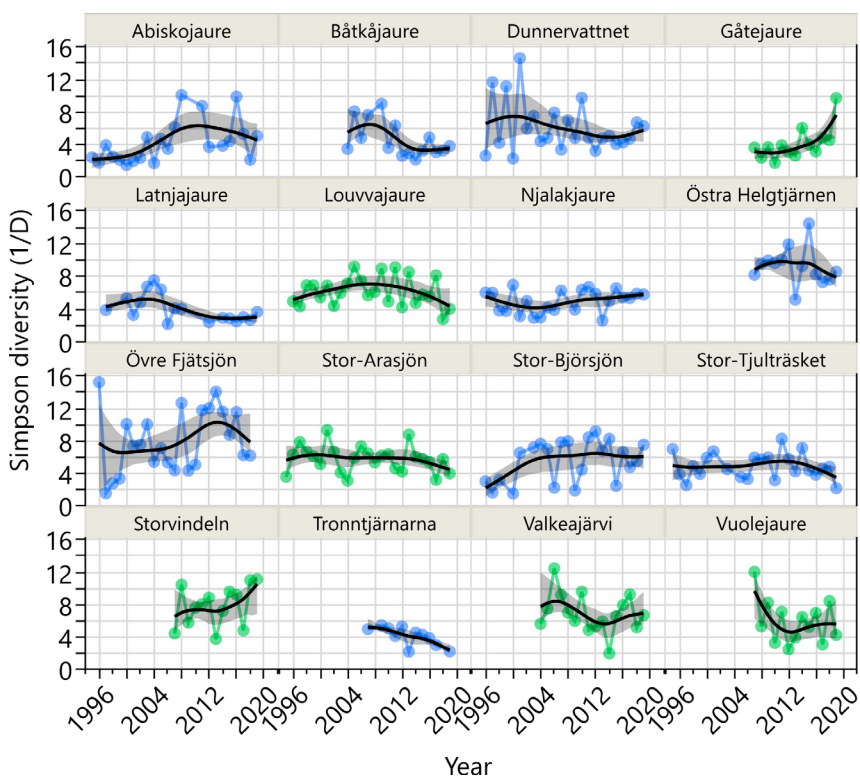
Lake	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Abiskojaure	17	11	17	16	17	19	8	17	18	12	9	20	31	28			22	34		11	26	31	35	27	31
Båtkåjaure										13	14	14	21		30	20	20	14	16	16	22	11	25	14	17
Dunnervattnet	16	39	35	28	28	27	30	29	30	25	30	27	13	33	29	17	23	31	18	26	34	30	26	30	25
Gåtejaure													8	20	26	26	22	25	24	36	29	27	30	29	29
Latnajaure			7			9	6	11	17	10	8	14	14	13			1	15		10	6	12	10	11	10
Louvvaure		28	20	28	25	24	21	25	28	26	27	25	22	33	28	23	35	29	27	23	33	30	38	15	23
Njalakjaure	18	16	19	19	19	16	20	21	22	17	19	26	26		23	15	17	20	19	16	17	22	18	22	16
Östra Helgtjärnen													29	35	31	34	33	29	31	37	39	36	35	29	29
Övre Fjättsjön		36	26	37	6	39	26	39	41	30	36	40	38	27	34	23	20	38	43	36	38	38	26	25	
Stor-Arasjön	25	18	27	25	31	30	33	31	24	32	34	37	33	28	30	30	34	33	33	28	31	36	44	17	34
Stor-Björnsjön		21	27	24		17	25		31	31	22	17	18	19	26	36	37	39	28	30	22	29	32	41	42
Stor-Tjulträsket	22	20	10	31	13	22	19		24		24	32	34	29	30	29	24	30	24	19	30	28	26	35	33
Storvindeln													12	39	33	26	28	45	16	44	39	45	15	38	51
Trontjärnarna													17		20	13	23	14	15	18	17	13	15		15
Valkeajärvi										31	24	27	28	33	31	34	32	28	29	24	36	49	46	31	34
Vuolejaure													25	22	30	30	23	27	29	30	31	28	30	22	27



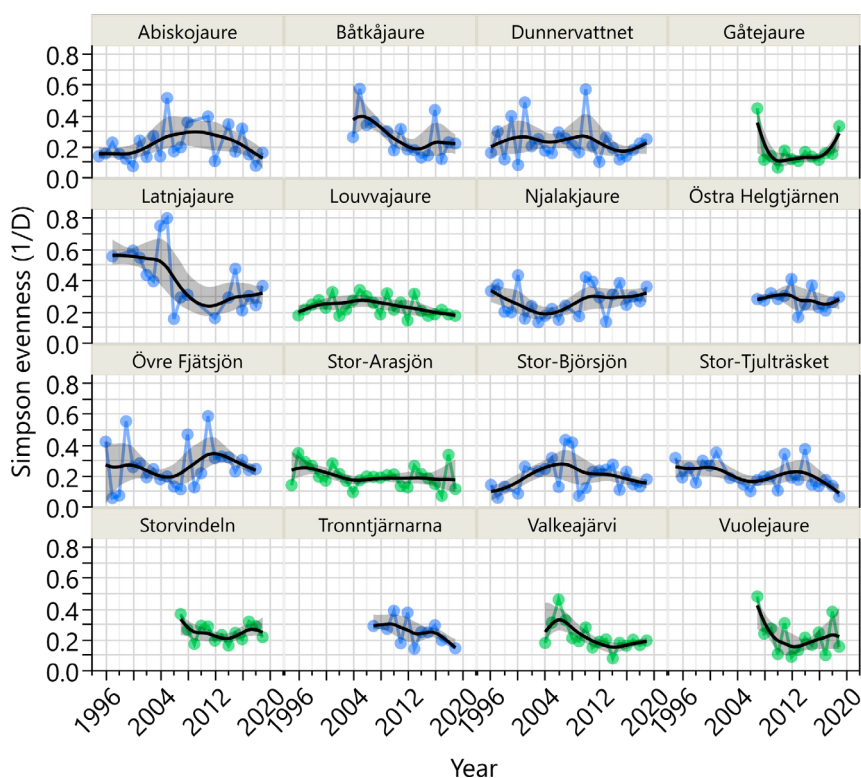
Figur 4.4.5. Generella trender inom (a) Antalet taxa (Taxon richness) och (b) Simpson diversitetsindex för litoralbottenfauna i sjöar i de arktisk/alpina (blå) och nordlig-boreala (grön) ekoregioner under 1995-2019. Linjer och skuggor indikerar 95% konfidensintervall.



Figur 4.4.6. Trender för antalet taxa (Taxon richness) för litoralbottenfaunan i sjöar inom de arktisk/alpina (blå) och nordlig-boreala (grön) ekoregioner under 1995-2019. Linjer visar trenden och skuggor indikerar 95% konfidensintervall.



Figur 4.4.7. Trender för Simpson diversitetsindex för litoral- bottenfauna i sjöar i de arktisk/alpina (blå) och nordlig-boreala (grön) ekoregionerna under 1995-2019. Linjer visar trenden och skuggor indikerar 95% konfidensintervall.



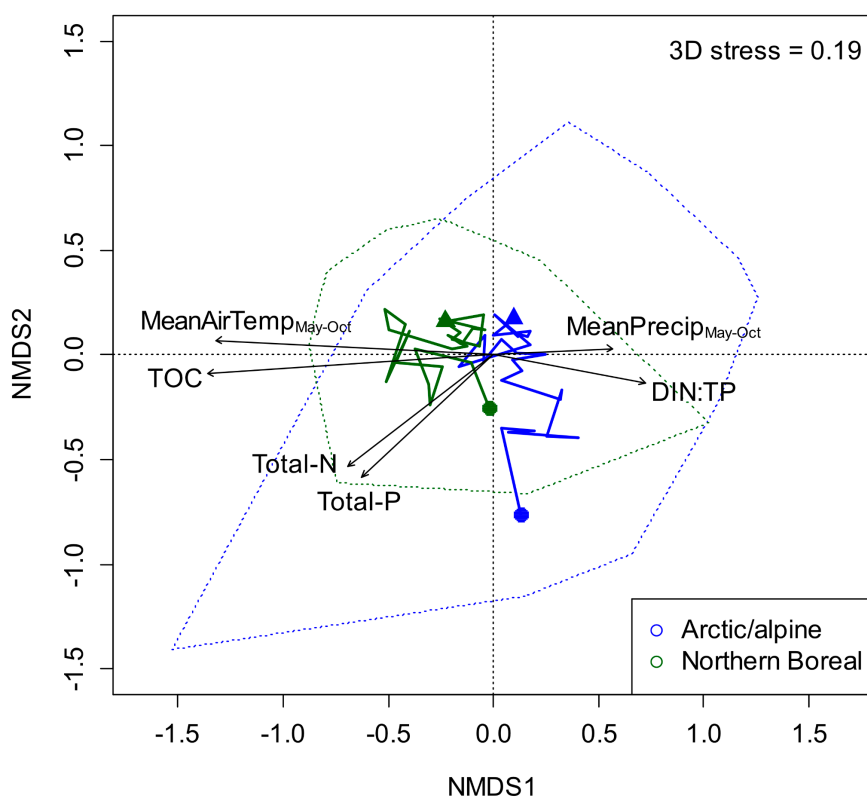
Figur 4.4.8. Trender för taxonomisk "evenness" (jämnhet) för litoralbottenfauna i arktisk/ alpina (blå) och nordlig-boreala (grön) ekoregioner under 1995-2019. Linjer visar trenden och skuggor indikerar 95% konfidensintervall.

Långsiktiga förändringar i litoralbottenfaunas sammansättning och de underliggande abiotiska faktorerna undersöktes med hjälp av en icke-parametrisk, multidimensionell analys (NMDS). Analysen visade på påtagliga förändringar i de litorala bottenfaunasamhällena över tidsintervallet, både i de arktisk/alpina och nordlig-boreala sjöarna. Förändringarna var dock mer utpräglade för sjöar i den arktisk/alpina ekoregionen, vilket visas av den större totala förflyttningen i NMDS-diagrammet (Figur 4.4.9). Temperatur, nederbörd, TOC, total-P, total-N och DIN/TP (molar) bidrog signifikant till det observerade mönstret (permutationstester $p < 0.001$; Figur 4.4.9 och 4.4.10a). Detta visar på den tydliga samvariationen av klimatbetingade och vattenkemiska variabler (främst näringsämnen).

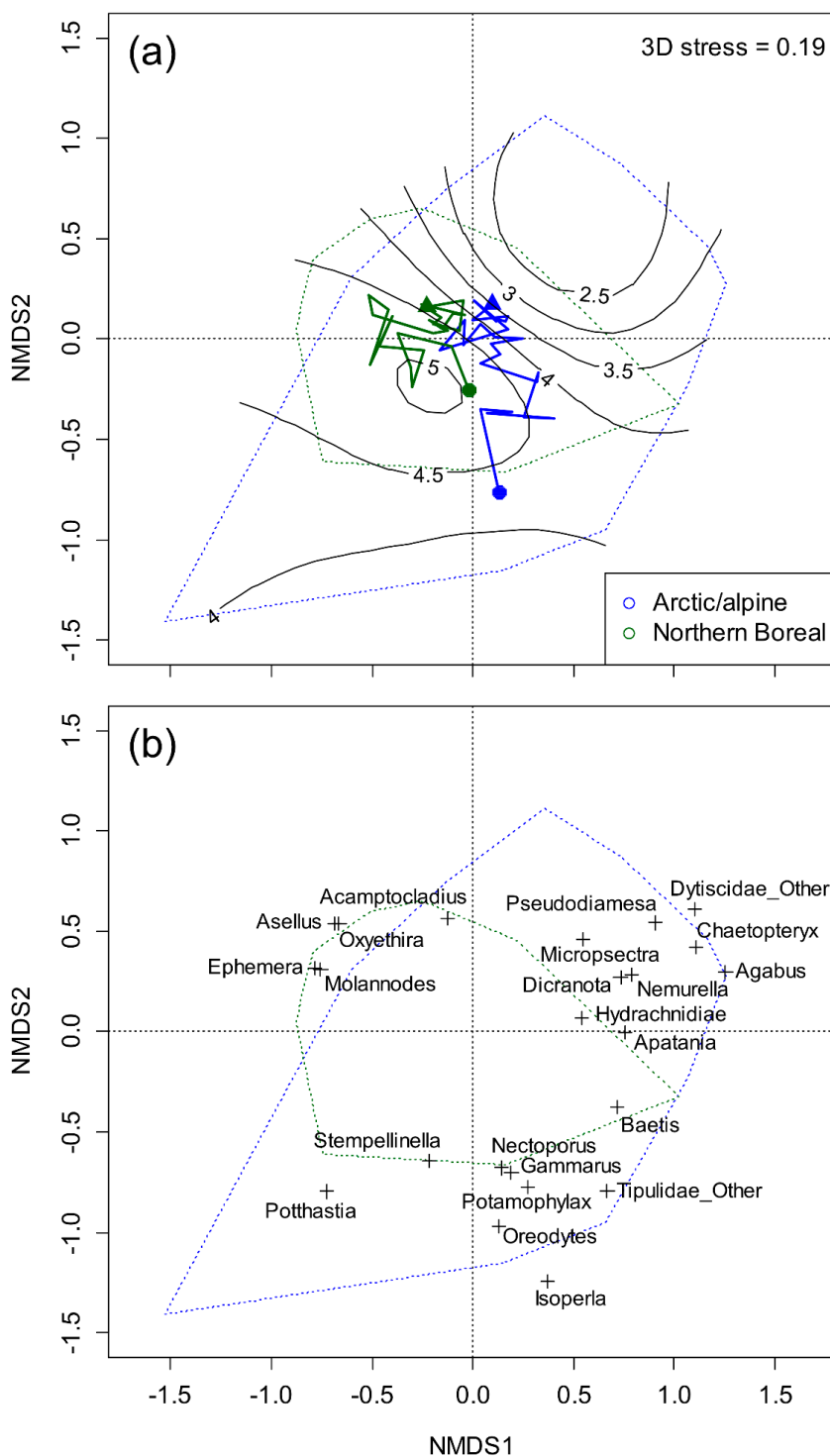
Medan temperatur, nederbörd, TOC och DIN:TP huvudsakligen stod för skillnaderna mellan arktisk/alpina och nordlig-boreala sjöar, var de långsiktiga förändringarna i bottenfaunasamhällena i båda regioner starkare förknippade med de minskande koncentrationerna av total-P och total-N (Figur 4.4.9 och 4.4.10a). Ändå inkluderade dessa långsiktiga förändringar också minskningar i relativ förekomst av kallvattenarter såsom *Isoperla* sp. och ökning av taxa anpassade till varmare vatten, (s.k. eurytermiska taxa) såsom *Acamptocladius*, *Dicranota* och *Microspectra* (Figur 4.4.10b).

I nio av sjöarna som hade de längsta tidsserier för litoralbottenfauna (tabell 4.4.2) identifierade vi taxa som hade dykt upp eller försvunnit under åren 2015-2019 jämfört med perioden 1995-1999. Totalt dök 39 taxa upp under 2015-2019, varav en majoritet var chironomider (16 släkten) och EPT taxa (11 släkten) (Tabell 4.4.2).

Bland de 17 taxa som hade försvunnit under det senare tidsintervallet fanns chironomid-taxa (sex släkten) och EPT-taxa (sju släkten). Dessa resultat speglar den pågående förskjutningen i bottenfaunasamhällen i de svenska fjällsjöarna. Vi spekulerar att det är den pågående oligotrofieringen som indirekt påverkar bottenfaunasättningen genom förändringar i födoresursens kvantitet (t.ex. minskning av totalbiomassan) och kvalitet (t.ex. förskjutning från algdominerade samhällen mot cyanobakteriedominerade samhällen), men även genom en gradvis uppvärmning som gynnar mer sydliga arter och missgynnar kallvattensarterna. Ytterligare forskning behövs för att belysa de bakomliggande mekanismerna, men vår analys avslöjade anmärkningsvärda förändringar i sjöarnas bottenfaunasamhällen som är kopplade till den pågående oligotrofieringen orsakad av klimatförändringar och ökad fastläggning av näringsämnen i den terrestra vegetationen.



Figur 4.4.9. Icke-metrisk multi-dimensionell skalning (NMDS) baserad på Bray-Curtis olikhetsindex mellan litorala bottenfaunasamhällen mellan åren 1995-2019. Streckade linjer indikerar s.k. "convex hulls" för samtliga arktisk/alpina och nordlig-boreala sjöarna för alla provtagningsår. Heldragna linjer illustrerar förändringstrajekt i sjöarna över tid, dvs. för grupptyngdpunkter för enskilda år, medan cirklar och trianglar är start- respektive slutår av tidsserien. Svarta pilar indikerar signifikanta linjära passningar av klimat- och vattenkemivariabler (permutationstester, alla $p < 0,001$). MeanAirTempMay-Oct och MeanPrecipMay-Oct, medel för månadsmedelvärde för lufttemperatur respektive nederbörd i maj-oktober.



Figur 4.4.10. Icke-metrisk multi-dimensionell skalning (NMDS) baserad på Bray-Curtis olikhetsindex mellan litorala bottenfaunsamhällen mellan åren 1995-2019 (a) och abundansfördelning av individuella bottenfaunataxa. (endast den 50% vanligaste taxa och de som uppvisar 25% "best fit" till NMDS-axlarna visas i diagrammet). Streckade linjer i a-figuren indikerar s.k. "convex hulls" för samtliga arktisk/alpina och nordlig-boreala sjöarna för alla provtagningsår, heldragna linjer illustrerar sjöarnas förändringstrajekt (dvs. hur sjöarna bottenfaunasamhällen förändras över tiden) för grupptyngdpunkter för enskilda år, medan cirklar och trianglar är start- respektive slutår av tidsserien. Svarta konturer indikerar yt-anpassningar av sjöarnas total-P koncentrationer ($\mu\text{g/L}$) med begränsad maximal sannolikhet (permutationstest, $p < 0,001$). (b)

Tabell 4.4.2. Taxa av litoralbottenfauna som kom till ("appeared") eller har försvunnit ("disappeared") under perioden 2015-2019 jämfört med 1995-1999 i nio miljöövervakningssjöar i fjällen (Arktisk/alpin zon: Abiskojaure, Dunnervattnet, Latnjajaure, Njalakjaure, Övre Fjätsjön, Stor-Björnsjön, Stor-Tjulträsket; Nordlig borealzon: Louvvajaure, Stor-Arasjön). NA = inte tillämpbar.

Appeared/disappeared	Taxon (genus or higher)	Class	Order	Family
Appeared	Argyroneta	Arachnida	Araneae	Dictynidae
Appeared	Sphaerium	Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae
Appeared	Erpobdella	Clitellata	Arhynchobdellida	Erpobdellidae
Appeared	Physa	Gastropoda	NA	Physidae
Appeared	Bathymphalus	Gastropoda	NA	Planorbidae
Appeared	Planorbis	Gastropoda	NA	Planorbidae
Appeared	Agabus	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae
Appeared	Boreonectes	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae
Appeared	Haliphus	Insecta	Coleoptera	Halipidae
Appeared	Acamptocladius	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Conchapelopia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Constempellina	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Glyptotendipes	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Limnophyes	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Parachironomus	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Paracladopelma	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Phaenopsectra	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Procladius	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Prodiamesa	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Pseudodiamesa	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Pseudosmittia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Tribelos	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Trissocladius	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Tvetenia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Zavrelimyia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Appeared	Eloeophila	Insecta	Diptera	Limoniidae
Appeared	Tipula	Insecta	Diptera	Tipulidae
Appeared	Ephemerella	Insecta	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Appeared	Paracinygmula	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae
Appeared	Metretopus	Insecta	Ephemeroptera	Metretopodidae
Appeared	Leuctra	Insecta	Plecoptera	Leuctridae
Appeared	Amphinemura	Insecta	Plecoptera	Nemouridae
Appeared	Agraylea	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae
Appeared	Oxyethira	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae
Appeared	Oecetis	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae
Appeared	Chaetopteryx	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae
Appeared	Phryganea	Insecta	Trichoptera	Phryganeidae
Appeared	Plectrocnemia	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae
Appeared	Tricladida	Neophora	Tricladida	NA
Disappeared	Platambus	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae
Disappeared	Hydrophilidae	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae
Disappeared	Diamesa	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Endochironomus	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Harnischia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Paramerina	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Sergentia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Thienemannimyia	Insecta	Diptera	Chironomidae
Disappeared	Cloeon	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae
Disappeared	Ecdyonurus	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae
Disappeared	Sialis	Insecta	Megaloptera	Sialidae
Disappeared	Siphonoperla	Insecta	Plecoptera	Chloroperlidae
Disappeared	Protonemura	Insecta	Plecoptera	Nemouridae
Disappeared	Halesus	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae
Disappeared	Molannodes	Insecta	Trichoptera	Molannidae
Disappeared	Holocentropus	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae
Disappeared	Turbellaria	NA	NA	NA

5. Slutsatser och rekommendationer

REFINE-projektet visar att oligotrofiering är en storskalig process i Sverige. Klimatbetingad uppvärmning som resulterar i en ökad fastläggning i den terrestra vegetationen och i marken är den troliga bakomliggande orsaken. Både satellitdata (NDVI) och vegetationsdata från NILS visar på tydliga negativa korrelationer mellan ökad växtlighet på fjället och tot-P koncentrationer i fjällsjöar.

REFINE visar också att denna oligotrofiering är storskalig och påverkar avrinningsområden mellan fjäll och hav.

Analys av bottenfaunasamhällen visar att fler nya arter kommer till fjällsjöarna, medan att andra arter inte längre förekommer i proverna. Även där kan ett allt varmare klimat vara den enskilt starkaste drivkraften, då sydliga arter förväntas migrera norrut, medan typiska kallvattensarter får ökad konkurrens.

Under projektet har vi haft diskussioner med länsstyrelserna (främst länsstyrelsen Jämtland), med Havs- och vattenmyndigheten och med partners i Norge (Norskt Miljødirektorat). Det står klart att nuvarande bedömningsgrunder inte fungerar för att bedöma de låga och minskande halterna av P och N (DIN) i fjällvatten, då de är utvecklade för att mäta ekologiska förändringar i betydligt mer näringsrika vatten (10–50 µg P/L). Dessutom ligger fokus i nuvarande miljöövervakning för fjällsjöar på den fria vattenmassan, medan den istället borde ligga på bottnarna där det mesta av biologisk produktion sker.

REFINE rekommenderar därför att nuvarande miljöövervakning av fjällvatten förbättras genom att:

- **Införa mätning av hela det bentiska litorala algsamhället i sjöar och vattendrag** - I dagsläget analyseras enbart artsammansättningen av kiselalger i vattendrag, som är en bra indikator för att kvantifiera försurningseffekter och effekter av eutrofiering vid betydligt högre närsalthalter än vad vi finner i fjällsjöar. I näringsfattiga miljöer (låga total-P och DIN-koncentrationer) är det i stället cyanobakterier som blir viktiga då de kan lagra P och fixera N. Cyanobakterier förväntas därför öka när sjöar och vattendrag blir varmare och mer näringsfattiga.
- Eftersom cyanobakterier kan producera potenta toxiner (cyanotoxiner) så bör även förekomst av cyanotoxiner undersökas, då dessa kan ha ekologiska effekter och på hälsan hos (djur och människan).
- Överväga att **bestämma andelen potentiella mixotrofer bland växtplankton**. Förmodligen ökar andelen mixotrofer i extremt näringsfattiga sjöar med lång isläggning (mörkerperiod).
- **Införa månatliga mätningar av näringstillförsel till fjällnära sjöar som är hårt belastade genom turism** (dvs skidorter) och som finns i riskzonen för framtida läckage av näring från sedimenten. Detta görs genom flödesmätningar och vattenprov i sjöarnas större tillflöden.

- **Införa rutinmässiga e-DNA analyser för att analysera fiskförekomst i fjällsjöar.** Flera fjällsjöar har röding som enda art och en spridning av andra fiskarter (t.ex. öring) till rödingsjöar har dokumenterat stora konsekvenser för ekosystemen.
- **Analysa bottenfaunaprover med streckkodningstekniker för att även kunna artbestämma hela fjädermyggfaunan.** Fjädermyggor är en stor grupp (många arter) där det potentiellt finns indikatorer för miljöförändringar. DNA-biblioteken är välutvecklade och ger möjlighet att artbestämma de allra flesta arterna. Med konventionella artbestämningsmetoder är det däremot endast möjligt att artbestämma en bråkdel av alla arter som finns.
- **Använda e-DNA och streckkodningstekniker för att tidigt kunna upptäcka nya och potentiellt invasiva arter.** Fjällvattnen kommer under de kommande decennierna att få många nya arter, då sydliga arter flyttar norrut i ett allt varmare klimat, samtidigt som de renodlade kallvattenarterna blir mer konkurrenssvaga. Detta förväntas leda till lokala utdöenden av den för fjällvatten unika faunan. En framtidsanpassad miljöövervakning bör vara rustad för att fånga dessa pågående förändringar.
- **Använda satellitdata** för regelbundna uppföljningar av fjällens NDVI och för klorofyllmätningar av stora fjällsjöar.
- Den regionala miljöövervakningen bör överväga att **intensifiera övervakningen av näringsflöden till fjällsjöar (och vattendrag) nära snabbt växande skid-anläggningar**, då dessa förväntas få en ökad näringstillförsel.

Under 2022 har vi inlett en dialog med Havs- och vattenmyndigheten och fjällänen om förslag till utökad miljöövervakning av fjällsjöar och en anpassning till mer lämpliga mätvariabler. Diskussioner följdes upp med ett möte under våren 2023.

6. Möten, publikationer och andra leveranser

Möten och kontakter med avnämare, samt andra leveranser

- **13-14 oktober 2021:** Uppvärmning och oligotrofiering påverkar biodiversitet och produktion i fjällsjöar – men lämpliga bedömningsgrunder saknas. Muntlig presentation vid Svenska Limnologföreningens vattendagar i Östersund. W. Goedkoop.
- **28 april 2022:** Årsmöte inom forskningsprogrammet “Kumulativa effekter” på HaV i Göteborg.
- **14–15 September 2022:** Klimatbetingade förändringar orsakar allvarlig oligotrofiering av sjöar i norra Skandinavien. Posterpresentation vid miljöövervakningsdagarna i Umeå. W. Goedkoop, S. Adler m fl.
- **6 december 2022:** Presentationer och diskussioner kring pågående förändringar i fjällvatten och hur miljöövervakningen behöver anpassas med en delegation från länsstyrelsen Jämtland som besökte SLU i Uppsala.
- **24 april 2023:** Träff och muntlig statusrapportering med projektföljaren från HaV på SLU i Uppsala.
- **17–19 oktober 2023:** Fjällen förändras fort. Muntlig presentation vid Miljöövervakningsdagarna i Uppsala. Willem Goedkoop.
- **17–19 oktober 2023:** Oligotrophication of northern rivers. Posterpresentation vid Miljöövervakningsdagarna i Uppsala. Nilsson J, Futter M, m.fl.
- **11 december 2023:** Träff med representanter från HaV, SLU och fjällänen om behov av utveckling av miljöövervakningen av fjällvatten. Diskussionerna följs upp under 2024.
- **Februari 2024:** Vad händer med fjällvattnet? Film där Willem Goedkoop berättar om hur klimatförändringarna påverkar fjällens ekosystem i och kring vatten. https://play.slu.se/media/Willem_v2/0_5zg2hi4b

Samarbeten

Samarbetspartners under projektets genomförande har varit:

Janne Gabrielsson i Bergs kommun (provtagning), Sara Elfvendahl, länsstyrelsen i Norrbotten (planering), Annika Lundmark, länsstyrelsen i Jämtland (djupkartor), Kerstin Holmgren, Akvatiska resurser SLU (djupkartor), Lillemor Sjögren, SGS (provtagning), Juhu Salonsaari och Daniel Rickström, Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund (planering/provtagning), Torbjörn Ericsson i Ammarnäs (provtagning).

Publikationer (eller planerade manuskript)

Goedkoop W, Adler S, Huser B, Gardfjell H, Lau DCP. Climate-change induced landscape alterations can be linked to severe lake oligotrophication in Northern Scandinavia. (manuscript).

Futter M, Nilsson J, Camiolo S, Huser B, Agstam-Norlin O. 2024. Widespread and persistent oligotrophication of northern rivers. (submitted manuscript)

Lau DCP, Johnson RK, Goedkoop W. Climate-change induced nutrient declines drive shifts in littoral benthic macroinvertebrate assemblages and increases in chironomid taxa in Arctic/alpine lakes. (manuscript in progress).

Goedkoop W, Adler S, Huser B, Gardfjell H, Lau DCP. Climate-change induced landscape alterations and carbon sequestration in Northern Scandinavia. (manuscript in progress).

Andra leveranser

Goedkoop W. Uppvärmning och oligotrofiering påverkar biodiversitet och produktion i fjällsjöar - men lämpliga bedömningsgrunder saknas. Presentation SFL vattendagar. 2021.

Websida för REFINE-projektet (på svenska och engelska): <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/forskning/forskningsprojekt/alla-forskningsprojekt/refine/>
REFINE-projektrapporter och redovisningar 2021 and 2023.

7. Tackord

REFINE-teamet tackar

- Sven Adler och Hans Gardfjell vid SLU för ett bra samarbete kring insamling och dataanalys av fjällvegetation och för att dela NILS-data med oss.
- Svensk miljöövervakning för högkvalitativa data för sjöar och vattendrag (nationellt program, Institutionen för vatten och miljö vid SLU) och för fjällvegetation (NILS, Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU).
- Lizzy van Ravenhorst för provberedning på lab.
- Stefan Hellgren för att ta fram avrinningsområden för fjällsjöar och kartan över provtagningsstationer.

8. Källhänvisningar

- Agstam-Norlin O, Huser, B. J. (2018). Effektiviteten av aluminiumbehandling av svenska sjöar: en utvärdering av analysmetoder för bestämning av effektivitetskvot. Rapport (HaV)
- Aerts, R, Cornelissen JHC, Dorrepaal E. 2006. Plant Performance in a Warmer World: General Responses of Plants from Cold, Northern Biomes and the Importance of Winter and Spring Events. *Plant Ecology* 182: 65–77.
- Bergström A-K. 2010. The use of TN:TP and DIN/TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquat. Sci.* 72: 277–281.
- Berner LT, Massey R, Jantz P, et al. 2020. Summer warming explains widespread but not uniform greening in the Arctic tundra biome. *Nature communications* 11:4621.
- Elmendorf SC, Henry GHR, Robert D. Hollister RD, *et al.* 2012. Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. *Nature Climate Change* 2: 453–457.
- Huser, B.J., Futter, M.N., Wang, R. and Fölster, J., 2018. Persistent and widespread long-term phosphorus declines in Boreal lakes in Sweden. *Science of the Total Environment* 613: 240-249.
- Huser, B. m.fl. 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2023:03. 92 sidor.
- Isles PDF, Creed IF, Bergström A-K. 2018. Recent synchronous declines in DIN/TP in Swedish lakes. *Global Geochem. Cycles* 10.1002/2017GB005722.
- Johnson RK, Goedkoop W. 2002. Littoral benthic invertebrates communities: Spatial scale and ecological relationships. *Freshwat. Biol.* 47: 1840–1854.
- Karlsson J, Byström P, Ask J, Ask P, Persson L, Jansson M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460: 506–509.
- Karlsson PE, Pihl Karlsson G, Hellsten S, Akselsson C. 2018. Utveckling av en indikator för totalt nedfall av kväve till barrskog inom miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning. IVL report C286
- Nilsson JL. 2022. Climate-induced ecological change in subarctic lakes – Evidence from biological archives, long-term monitoring, and contemporary field studies. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*.
- Park, T., Ganguly, S., Tømmervik, H., Euskirchen, E.S., Høgda, K.A., Karlsen, S.R., Brovkin, V., Nemani, R.R. and Myneni, R.B., 2016. Changes in growing season duration and productivity of northern vegetation inferred from long-term remote sensing data. *Environmental Research Letters*, 11(8), p.084001.
- Piao, S., Wang, X., Park, T., Chen, C., Lian, X.U., He, Y., Bjerke, J.W., Chen, A., Ciais, P., Tømmervik, H. and Nemani, R.R., 2020. Characteristics, drivers and feedbacks of global greening. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(1), pp.14-27.

- Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), 1215-1224.
- Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie Supplement*. 30:98–103.
- Pouliot D, Latifovic R, Olthof. 2009. Trends in vegetation NDVI from 1 km AVHRR data over Canada for the period 1985–2006. *Int J Remote Sens* 30: 149–168.
- Tian, Y., Shi, C., Malo, C.U., Kwatcho Kengdo, S., Heinzle, J., Inselsbacher, E., Ottner, F., Borke, W., Michel, K., Schindlbacher, A. and Wanek, W., 2023. Long-term soil warming decreases microbial phosphorus utilization by increasing abiotic phosphorus sorption and phosphorus losses. *Nature Communications*, 14(1), p.864.
- Vermote E, Justice C, Csiszar I, Eidenshink J, Myneni R, Baret F, Masuoka E, Wolfe R, Claverie M, and NOAA CDR Program. 2014. NOAA Climate Data Record (CDR) of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Version 4. [indicate subset used]. NOAA National Climatic Data Center. doi:10.7289/V5PZ56R6

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

REFINE – Förbättrad bedömning av klimatpåverkan och närsaltsförändringar i fjällsjöar

Analys av storskalig klimatinducerad oligotrofiering och risk för lokal eutrofieringspåverkan som följd av ökad exploatering

Våra fjällsjöar har blivit alltmer näringsfattiga sedan slutet av 1980-talet – samtidigt som fjällsjöarnas omnejd blivit allt grönare. Forskningsprojektet REFINE har haft som syfte att undersöka hur olika faktorer påverkar fjällsjöar. Resultaten visar i huvudsak att näringsämnen som kväve, fosfor och kol binds upp i den omgivande allt grönare fjällvegetationen, samtidigt som tillrinningen av fosfor och kväve till fjällsjöarna minskat.

Denna förändring, tillsammans med ett varmare klimat, medför en långsiktig förändring av bottenfaunan. Forskarna pekar även att bottenlevande cyanobakterier kan få en ökad utbredning när sjöarna värms upp.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.



Havs
och Vatten
myndigheten