



Har kalciumhalterna i svenska sjöar och vattendrag nått kritiskt låga nivåer?

Therese Sahlén Zetterberg och Jens Fölster

Har kalciumhalterna i svenska sjöar och vattendrag nått kritiskt låga nivåer?

Therese Sahlén Zetterberg
Jens Fölster

SLU, Institutionen för mark och miljö
SLU, Institutionen för vatten och miljö

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsår: 2022
Utgivningsort: Uppsala
Serietitel: Rapport
Delnummer i serien: 2022:8

Innehållsförteckning

1. Inledning	5
2. Material och metoder	7
2.1. Biologiskt gränsvärde	7
2.2. Vattenkemi	7
2.2.1. Omdrevssjöarna	8
2.2.2. Målsjö- och målvattendragreferenser	8
2.2.3. Trendsjöar och trendvattendrag	8
2.2.4. IM-områden	9
2.3. Statistik	9
3. Resultat	10
3.1. Val av djur och biologiskt gränsvärde	10
3.2. Vattenkemi	11
3.2.1. Omdrevssjöar	11
3.2.2. Målsjö- och målvattendragreferenser	13
3.2.3. Trendsjöar och trendvattendrag	17
3.2.4. IM-områdena	20
4. Diskussion	21
4.1. Tidsutveckling	21
4.2. Dagens tillstånd och utbredning	22
4.3. Kritisk Ca^{2+} -halt som bedömningsstöd för dafnier	23
5. Slutsats	25
6. Referenser	26
Bilaga 1. Kritiska gränsvärden för dafnier	30

Sammanfattning

Framgångsrika utsläpps begränsningar har lett till att depositionen av försurande svavel minskat kraftigt i Europa och Nordamerika. På många håll har återhämtningen påbörjats i form av ökat pH och minskade sulfathalter men även minskande kalciumhalter i ytvatten. Kalcium (Ca^{2+}) hjälper inte bara till att upprätthålla markens buffertkapacitet och vattnets syraneutraliserande förmåga utan är ett livsnödvändigt ämne för växter och djur. Risken för negativa effekter (letala eller sub-letala) på vattenlevande djur vid alltför låga Ca^{2+} -halter har därför vuxit fram som ett nytt miljöhot. Hur pass utbrett problemet är i Sverige är inte känt. I denna studie har vi använt data från mer än 5265 sjöar och 1137 vattendrag fördelade över hela Sverige för att studera utvecklingen och omfattningen av låga Ca^{2+} -halter. Som förslag på indikatorart användes *Daphnia* spp och ett kritiskt gränsvärde på $1.5 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ för när letala effekter kan uppstå.

Resultaten visade att medelhalten i de slumpmässigt utvalda omdrevssjöarna låg på $7.0 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ medan de försurade målsjö- och målvattendragsreferenserna låg på 2.5 respektive $2.6 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ för hela landet. Tjugoen procent av omdrevssjöarna låg dock under den kritiska gränsen (1.5 mg l^{-1}) hos *Daphnia* spp. En liknande situation observerades i målsjö- och målvattendragsreferenserna. Det

fanns regionala skillnader som visade att de värst drabbade områdena låg i SV och N Sverige.

En oroväckande hög andel sjöar och vattendrag befann sig under den kritiska gränsen för när letala effekter kan uppstå på Ca^{2+} -krävande djur som dafnier. Några skador på biologin har dock ännu inte rapporterats vilket kan bero på att det är svårt att separera effekten av ex. låga pH-värden från låga Ca^{2+} -halter.

GAMM-analyser i trendsjöarna och trendvattendragen visade att nuvarande tillstånd till stora delar beror på den återhämtning från försurning som skedde mellan 1995-2010. Detta var även tydligt i områden opåverkade av skogsbruk (IM-områden). Efter 2010 har klimatförändringar tagit över som drivande faktor där senare års ökning i Ca-halt berott på torkstyrda försurningsepisoder.

I takt med att depositionen av svavel minskat ökar den relativa betydelsen av trädens tillväxt, skörd och klimatförändringar. Trädens tillväxt och skörd är faktorer som tillfälligt eller permanent minskar förrådet av Ca^{2+} i marken. En ökad temperatur orsakad av klimatförändringar bidrar å ena sidan till ökad Ca^{2+} -vittring men å andra sidan kan en ökad nederbörd leda till ökat vattenflöde och utspädningseffekter.

Hur dessa faktorer kommer att samverka i framtiden är inte givet, men resultaten från denna studie visar

att Ca^{2+} -halterna verkar ha avstannat på en låg nivå på vissa platser men fortsätter att minska på andra platser.

Det är viktigt att följa den framtida utvecklingen i Ca-tillstånd för att kunna bedöma om och när eventuella

åtgärder behöver vidtas. Det behöver även komma till stånd en utredning om sambandet mellan låga Ca^{2+} och risken för skador på vattenlevande djur i Sverige.

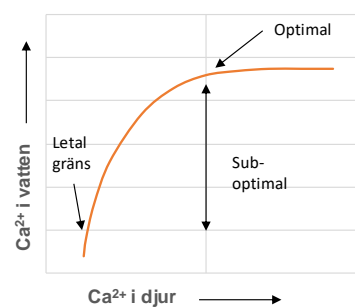
1. Inledning

Kalcium (Ca^{2+}) är en viktig utbytt jon som bidrar till markens basmättnadsgrad (BS) och vattnets syraneutraliserande förmåga (ANC). Deposition av försurande luftföroreningar har, genom jonbyte i marken, lett till att Ca^{2+} -halten ökat i det avrinnande vattnet. Tillsammans med skogstillväxt har detta även lett till att förrådet av Ca^{2+} och andra kationer i marken minskat (Karlton et al., 2021; Eriksson et al., 1992).

Vittring och deposition fyller sakta på Ca^{2+} -förrådet i marken men någon tydlig återhämtning av markens kationförråd går inte att se, trots minskade utsläpp (Naturvårdsverket, 2019). I mark-, grund- och ytvatten märks återhämtningen från försurning tydligare, främst i form av högre pH och lägre sulfathalter (Danielsson, 2018; Akselsson et al., 2013; Fölster et al., 2014; 2022). Samtidigt minskar som väntat Ca^{2+} -halterna på flera håll i Sverige eftersom koncentrationen av Ca^{2+} beror på tillgången på mobila anjoner såsom sulfat (Reuss och Johnson, 1986). (Danielsson, 2018; Akselsson et al., 2013; Laudon et al., 2021). Skogstillväxt och markens återhämtning av kationförrådet kan leda till att dagens halt av Ca^{2+} i

vattnet är lägre jämfört med förindustriella nivåer.

Kalcium är inte enbart viktigt för motståndskraften mot försurning utan också ett livsnödvändigt ämne som deltar i skelettuppbyggnad, metaboliska reaktioner och osmotisk balans. Hos vattenlevande djur kan en liten del tas upp direkt via födan men det huvudsakliga intaget sker från omgivande vatten (Cowgill, 1976). Sambandet mellan kroppskoncentration och upptag är positivt (Hessen et al., 1995; Wærvågen et al., 2016; Mills och Lake, 1976) och ökar logaritmiskt till en nivå där kurvan planar ut (Figur 1, Tan och Wang, 2009).



Figur 1. En mättnadskurva som beskriver sambandet mellan Ca^{2+} i ytvatten och Ca^{2+} innehållet i djur. Vid en viss nivå planar kurvan ut (=optimala förhållanden). Denna punkt kallas för mättnadspunkt. Omvänt innebär alltför låga koncentrationer att individer inte kan överleva (=letal gräns). Intervallet däremellan kallas för det sub-optimala området där skador kan uppstå utan att vara letala. Eftersom kurvan är artspecifik visas inga värden på X- eller Y-axeln.

Vid denna nivå leder inte högre Ca^{2+} -koncentrationer till ett högre upptag (=optimal nivå). Under denna nivå (=sub-optimal) befinner sig djuren i någon form av Ca^{2+} -stress där skador (direkta och indirekta) kan uppstå. Vid en viss punkt är Ca^{2+} -koncentrationen för låg för att djuren ska kunna överleva (=letal gräns).

Skadliga effekter kan drabba enskilda individer (e.g. överlevnad, tillväxt och reproduktion) eller en hel population (e.g. artantal, funktion, konkurrens mm.). Risken för negativa effekter varierar även mellan arter av samma släkte (Hessen et al., 1995 i Hessen et al., 2000) beroende på vilket livsstadie individen befinner sig i (ägg, yngel, vuxen, skalömsning).

Bland de djurgrupper som betraktas som mest känslig (dvs. har högst Ca^{2+} -behov) räknas kräftdjuren på grund av sitt förkalkade skal och regelbundna ömsningar (Jeziorsky et al., 2008). För dafnier (*Daphnia* spp.) ligger gränsen för överlevnad på 1.3–1.7 mg l⁻¹ (Cairns, 2010) medan gränsen för flodkräftor (*Astacus astacus*) och sötvattensmärlor (*Gammarus lacustris*) är högre (<5 mg l⁻¹, Rukke, 2002a).

I Nordamerika har sjunkande Ca^{2+} -koncentrationer vuxit fram som ett nytt miljöhöj efter rapporter om stora populationsminskningar av både *Gammarus* (Edwards et al., 2009; Hadley et al., 2015) och dafnier (Jeziorsky et al., 2008). Förlusten av dafnier, som har en hög filtreringskapacitet, har i sin tur lett

till bieffekter i form av algblooming och ökad populationstillväxt av släktet *Holopedium* (Jeziorsky et al., 2015; Hessen et al., 1995). Dessa djur har ett gelekliknande skal vilket ger en högre motståndskraft mot predatorer och därmed högre populationstillväxt (Jeziorsky et al., 2015).

I Sverige har sjunkande Ca^{2+} -koncentrationer i ytvatten än så länge inte framträtt som ett allvarligt miljöhöj medan Norge redan har uppmärksammat problemet (Hessen et al., 2017; Enge et al., 2021). Möjligtvis beror det på att det inte finns några dokumenterade skador på djur eller att faunan är naturligt anpassade till ett jonsvagt vatten. Däremot finns det bevis för att Ca^{2+} -koncentrationen i vissa sjöar och vattendrag redan har sjunkit till kritiska nivåer (Laudon et al., 2021; Weyhenmeyer et al., 2019). Utifrån dessa studier är det dock inte möjligt att avgöra var i Sverige låga koncentrationer uppträder, storleken på problemet eller göra en bedömning över den framtida utvecklingen.

Syftet med denna studie är att undersöka omfattningen och utvecklingen av låga Ca^{2+} -halter i sjöar och vattendrag. Dagens Ca^{2+} -nivåer sätts i relation till litteraturdata över kritiska gränser. Resultaten förväntas kunna bidra till ny kunskap och användas som underlag i den fördjupade utvärderingen av de svenska miljömålen samt vid diskussioner om åtgärder som bidrar till att upprätthålla en god ekologisk status i ytvatten.

2. Material och metoder

2.1. Biologiskt gränsvärde

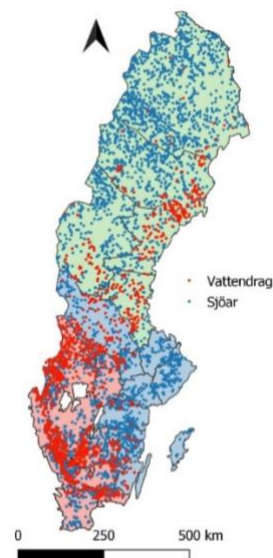
Sverige saknar fastställda kritiska gränsvärden för när skador (letala eller sub-letala) kan uppstå på vattenlevande djur orsakad av låga Ca^{2+} -halter. För att kunna bedöma risken för skador på djur jämfördes uppmätta halter med ett biologiskt gränsvärde baserat på den litteraturstudie som Cairns och Yan (2008) utförde samt nyare referenser. Fokus för litteraturstudien var att identifiera en djurart som ansågs relevant för svenska förhållanden, som var extra känslig för låga Ca^{2+} -halter och som var välstuderad.

2.2. Vattenkemi

Rikstäckande miljöövervakningsdata användes för att beskriva dagens tillstånd och trender i sjöar och vattendrag i skogsdominerade avrinningsområden. Totalt ingick 5265 sjöar och 1137 vattendrag i analyserna (Figur 2). All data hämtades från Miljödata MVM (2021) och analyserna är genomförda med standardmetoder av det ackrediterade vattenkemiska laboratoriet på SLU och IVL.

Huvuddelen av data kommer från den nationella miljöövervakningen.

Den regionala indelningen för norra (N), östra och mellersta (ÖM) och sydvästra (SV) gjordes i enlighet med Fölster och Köhler (2011) och är densamma som används för att följa upp miljömålet ”Bara naturlig försurning”. I N Sverige ingick BD, AC, X, Y och Z län, i ÖM Sverige ingick AB, C, D, E, H, I, U och W län och i SV Sverige ingick F, G, K, M, N, O, S och T län. Nedan ges en kortfattad beskrivning av de olika miljöövervakningsprogrammen och eventuella avgränsningar i projektet.



Figur 2. Karta över de vattendrag (röda prickar) och sjöar (blåa prickar) som ingick i studien. SV Sverige=rosa, ÖM Sverige=blå, N Sverige=grön.

2.2.1. Omdrevssjöarna

Omdrevssjöarna ingår i programområde Sötvatten, finansierat av Havs- och Vattenmyndigheten. Sjöarna är större än 1 ha, slumpmässigt utvalda och finns väl utspridda över hela Sverige. Meningen med urvalet är att de ska vara representativa för många olika sjötyper och geografiska områden. Provtagningen startade 2007 och varje sjö provtas en gång vart sjätte år på hösten/vintern. Totalt ingick 3664 sjöar i studien efter att sjöar som kalkats någon gång efter 1980 sorterats bort (n=1136). Vidare har endast data från den senaste mätperioden (2015–2020) nyttjats för att kunna beskriva dagens tillstånd.

2.2.2. Målsjö- och målvattendragreferenser

Målsjö- och målvattendragreferenserna ingår i det nationella kalkeffektuppföljningsprogrammet som startade 2007. De täcker stora delar av Sverige där man genomför kalkningmen de är *inte* slumpmässigt utvalda. Istället har de valts ut för att de ska kunna utgöra referenser till närliggande kalkade vatten. Avrinningsområdena är >200 ha. Sjöarna provtogs under höst- och våromblandningarna 2007 – 2008. Hälften av sjöarna provtogs vid ytterligare två tillfällen 2010-2013. Vattendragen provtogs sex gånger under ett år (vår, sommar och höst, samt vid högflöden) inom perioden

2010-2016. Antalet sjöar och vattendrag i denna studie uppgår till 1483 (4355 mätvärden) respektive 1078 stycken (6107 mätvärden) Resultaten från 160 sjöar (461 mätvärden) har plockats bort eftersom det fanns en misstanke om att de hade kontaminerats av myr- eller smältvattenvatten. Kontaminerade prover identifierades genom att filtrera ut sjöar (provtagna efter den 11 november 2007) där halten TOC var >20 % högre och pH var 0,4 enheter lägre i höstprovet 2007 jämfört med vårprovet 2008. Problemet gällde i första hand Svealand.

2.2.3. Trendsjöar och trendvattendrag

Data med tidsserier i sjöar och vattendrag härrör från nationell och regional miljöövervakning som finansieras av Havs- och Vattenmyndigheten. De används för att beskriva utvecklingen över tid i områden som aldrig kalkats och där markstörningen varit minimal. Storleken på avrinningsområdena varierar stort (100–1000000 ha) liksom tidsseriens längd (15 till >40 år). I denna studie har vi använt ett urval av stationer med data från 1996 och framåt. Kriteriet var att de skulle vara okalkade, vara så lite störd som möjligt av annan markanvändning (<10 % jordbruksmark och <1 % exploaterad mark) i avrinningsområdet samt ha ett medelvärde på ANC <300 mmolc l⁻¹.

Totalt ingick 55 bäckar och 118 sjöar i studien.

2.2.4. IM-områden

I Sverige bedrivs Integrerad Miljöövervakning (IM) i fyra obrukade avrinningsområden utspridda över landet. Provtagningen startade i mitten (Kindla, Aneboda och Gårdsjön) och slutet av 1990-talet (Gammtratten). Bäckvattenkemi från dessa områden har använts för att studera utvecklingen av Ca^{2+} i områden utan aktivt skogsbruk men med påverkan av luftföroreningar och klimatförändringar.

2.3. Statistik

För de statistiska analyserna användes JMP Pro (16.0.0) och R (GAMM). Skillnaderna mellan olika regioner i omdrevssjöarna samt målsjö- och målvattendragsreferenserna testades med det icke-parametriska testet Kruskal-Wallis rankningstest för fler

än tre grupper. För att undersöka vilka regioner som skilde sig signifikant åt gjordes ett efterföljande Steel Dwass post-hoc test (alfa 0.05).

Långsiktiga förändringar över tid i trendsjöarna och trendvattendragen analyserades med hjälp av GAMM (Generaliserade Additiva Mixade Modeller, (Hastie and Tibshirani, 1986; Wood, 2017). GAMM används för att modellera icke-linjära tidsserier. Till skillnad från en linjär regressionsmodell går det dock inte att kvantifiera förändringen över tid. Modellen identifierar perioder där data kan ha en positiv, negativ eller ingen trend alls. Trenden uppskattas genom en utjämnad kurva som följer datapunkterna. Resultaten visualiserades i tabellform med ett färgkodssystem som beskrivs i von Brömssen et al. (2021). Sjöarna och vattendragen sorterades från norr till söder med ökat stationsnummer ju längre söderut man kommer.

3. Resultat

3.1. Val av djur och biologiskt gränsvärde

Bland de mest välstuderade djurgrupperna återfanns ett stort antal kräftdjur, däribland dafnier som också förekommer i Sverige (Figur 3).



Figur 3. Närbild på vattenloppan *Daphnia pulex*. Foto: Paul Hebert.

Dafnier har ett mycket stort Ca^{2+} behov på grund av sitt yttre kalkifierade skelett och regelbundna skalömsningar (Ebert, 1992). Det främsta upptaget av Ca^{2+} sker från vattnet (Riessen et al., 2012) vilket gör de extra känslig under ömsningsfasen. De har också en

viktig funktion som filtrerare och en nyckelroll i näringskedjan.

Bland de effekter som dokumenterats ingår letala och sub-letala skador mätt tex. som överlevnad, längd, äggproduktion, Ca^{2+} -innehåll, försvarssystem, reproduktion och kalkifiering.

Gränsvärdet varierade mellan studierna men de flesta tydde på att letala effekter kan uppstå vid cirka $1.5 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ för *Daphnia* spp. (Bilaga 1). Optimala förhållanden låg på $5\text{--}10 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ (Alstad et al., 1999; Rukke, 2002b; Hessen et al., 2000; Hessen och Rukke, 2000). Mellan dessa nivåer befann sig *Daphnia* under stress med sub-letala effekter som följd.

Majoriteten av studier har genomförts i kontrollerade laboratoriemiljöer där gränsvärdena oftast är lägre eftersom effekten av samverkande miljöstressorer (klimatförändringar, övergödning brunifiering, miljögifter, läkemedel etc.) har eliminerats. Ett flertal studier pekade dock på att låga Ca^{2+} -halter i kombination med låga algmängder, förhöjda temperaturer, närvaro av kairomoner samt hög UV-exponering förstärkte de negativa effekterna (Bilaga 1).

3.2. Vattenkemi

3.2.1. Omdrevssjöar

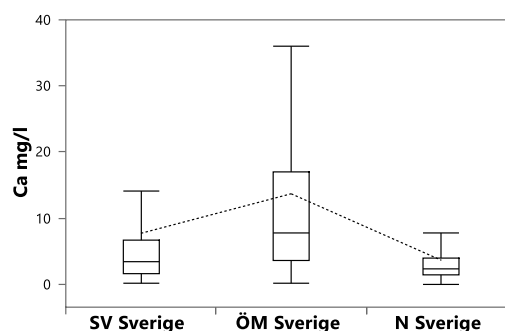
Omdrevssjöarna (n=3664) uppvisade stor variation i vattenkemi från väldigt sura (pH<5.5) till väldigt alkalina sjöar (pH>7) vilket gav en medelkoncentrationen för hela landet på 7.0 mg Ca²⁺ l⁻¹ (±12.1 SD).

Det fanns tydliga skillnader mellan regionerna med lägst medelvärden i N Sverige (3.6 mg l⁻¹) och högst medelvärden i ÖM Sverige (16.7 mg l⁻¹) (Figur 4). SV Sverige låg medelhalterna på 7.7 mg l⁻¹, vilket var nära medelvärdet för hela Sverige. Samtliga regioner skilde sig åt signifikant med avseende på Ca²⁺ (Tabell 1).

En majoritet av sjöarna befann sig i intervallet 1.5–10 mg Ca²⁺ l⁻¹, vilket motsvarade en sub-optimal nivå (Figur 5). I 21 % (n=752) av sjöarna var koncentrationen lägre än den kritiska nivån på 1.5 mg l⁻¹ för *Daphnia*. Dessa sjöar återfanns huvudsakligen i SV Sverige, norra

Norrland och gränsen mot Norge (Figur 5). I endast 16 % (n= 578) av sjöarna kunde tillståndet räknas som optimalt (>10 mg l⁻¹).

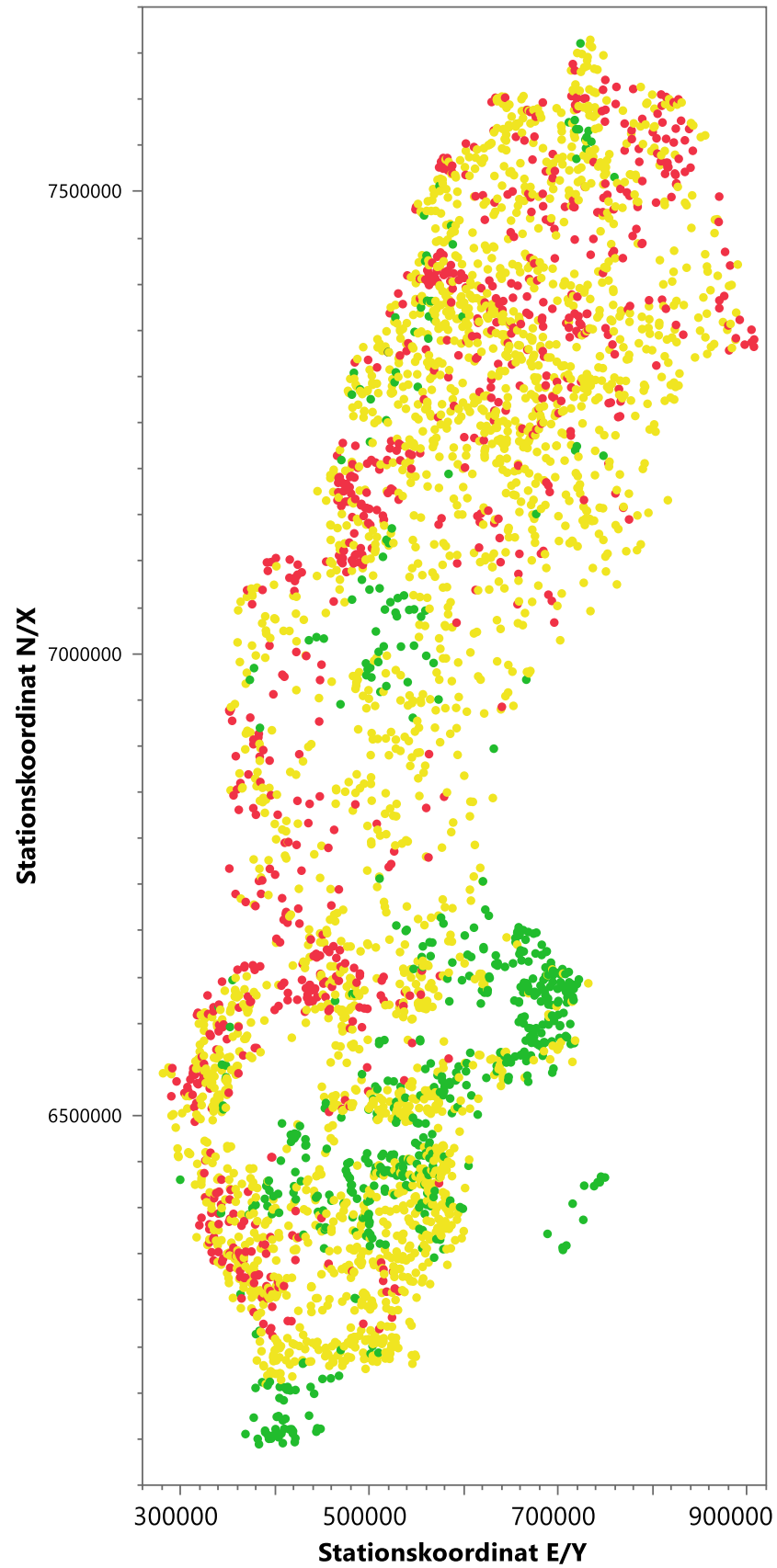
Resultaten visar att i en stor del av Sveriges sjöar är *Daphnia* naturligt begränsad av Ca²⁺-halten och att förändringen av halten därmed kan ha ekologiska effekter.



Figur 4. Koncentrationen av Ca²⁺ (mg l⁻¹) i omdrevssjöarna i olika delar av Sverige mellan 2015–2016. Låddiagrammen visar fördelningen av observationer runt medianvärdet och den övre (Q3) och nedre (Q1) kvartilen. Linjerna som utgår från lådan markerar värdet på de observationer som befinner sig inom ±1.5*IQR. Extremvärden som ligger utanför dessa gränser är borttagna. Den streckade linjen mellan boxarna binder samman medelvärdet.

Tabell 1. Resultatet av den statistiska analysen för Ca²⁺-koncentrationen i omdrevssjöarna.

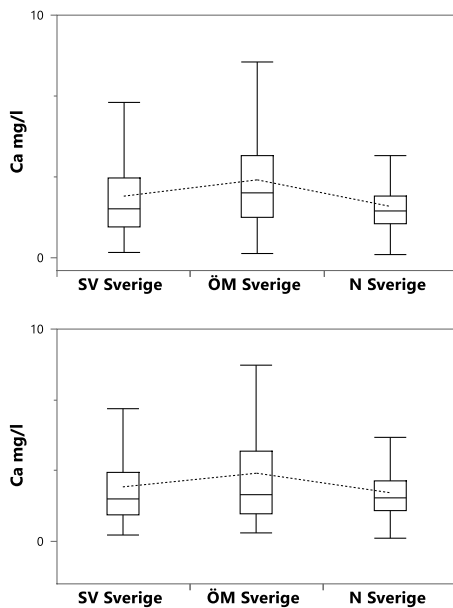
Kruskal–Wallis rankingstest			Steel–Dwass post–hoc test (p–values)		
df	χ^2	p–value	ÖM–N	ÖM–SV	SV–N
2	592.6053	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001



Figur 5. Omdrevssjöar med Ca^{2+} -koncentrationer som befann sig över 10 mg l^{-1} (gröna prickar), mellan $1.5\text{--}10 \text{ mg l}^{-1}$ (gula prickar) och under 1.5 mg l^{-1} (röda prickar).

3.2.2. Målsjö- och målvattendragsreferenser

Kalciumhalterna i målsjö- och målsjöreferenserna var betydligt lägre jämfört med omdrevssjöarna. Det berodde på att de var utvalda att fungera som referenser till kalkade och försurade sjöar och vattendrag som ofta är jonsvaga. I medeltal låg Ca^{2+} -koncentrationen för hela Sverige på $2,5 \text{ mg l}^{-1} \pm 1,8 \text{ SD}$ (målsjöreferenserna) respektive $2,6 \text{ mg l}^{-1} \pm 2,1 \text{ SD}$ (målvattendragsreferenserna) vilket kan jämföras med omdrevssjöarna där snittet låg på $7,0 \text{ mg l}^{-1}$.



Figur 6. Koncentrationen av Ca^{2+} (mg l^{-1}) i målsjö- (övre) och målvattendragsreferenserna (nedre) i SV, ÖM och N Sverige. Samma figurförklaring som i Figur 4.

Det fanns vissa skillnader mellan regionerna med högst halter i ÖM

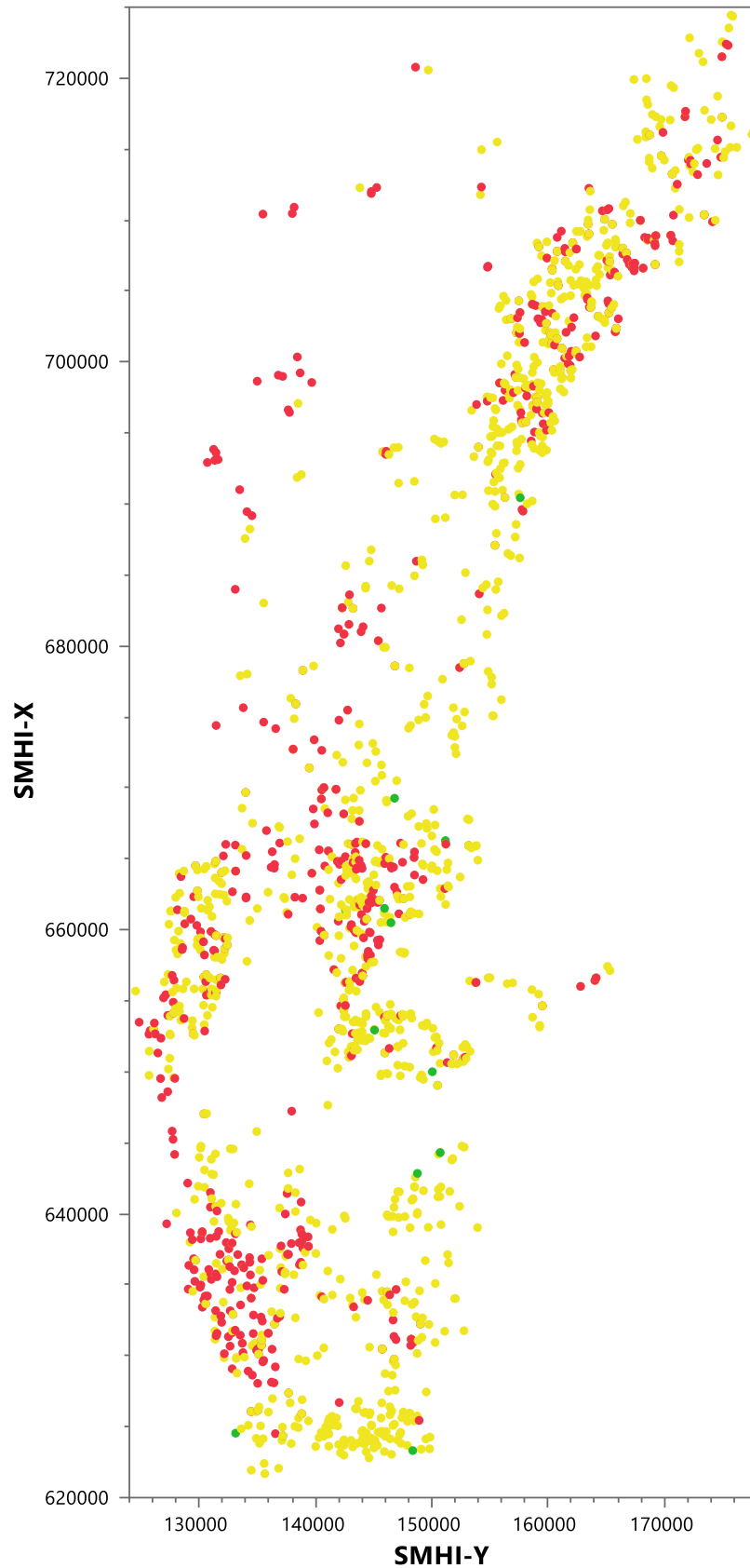
Sverige och lägst halter i N Sverige (Figur 6, Tabell 2) Som mest uppgick dessa skillnader till $1,1 \text{ mg l}^{-1}$ (målsjöreferenser) respektive $0,9 \text{ mg l}^{-1}$ (målvattendragsreferenser). Inga skillnader noterades mellan målvattendragsreferenser i SV och N Sverige (Tabell 2). Bland målsjöreferenserna befann sig 1133 sjöar (69 % av mätvärdena) i det sub-optimala intervallet och 546 sjöar (30 % av mätvärdena) under den kritiska gränsen vid något tillfälle (Figur 7). Endast 15 sjöar (0,6 % av mätvärdena) befann sig någon gång över den optimala nivån.

Förhållandet i målvattendragsreferenserna var likartat med 908 vattendrag (67 % av mätvärdena) mellan $1,5\text{--}10 \text{ mg l}^{-1}$ och 525 vattendrag (32 % av mätvärdena) under $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ (Figur 8). Resterande vattendrag (37 stycken eller 1 % av mätvärdena) befann sig över 10 mg l^{-1} .

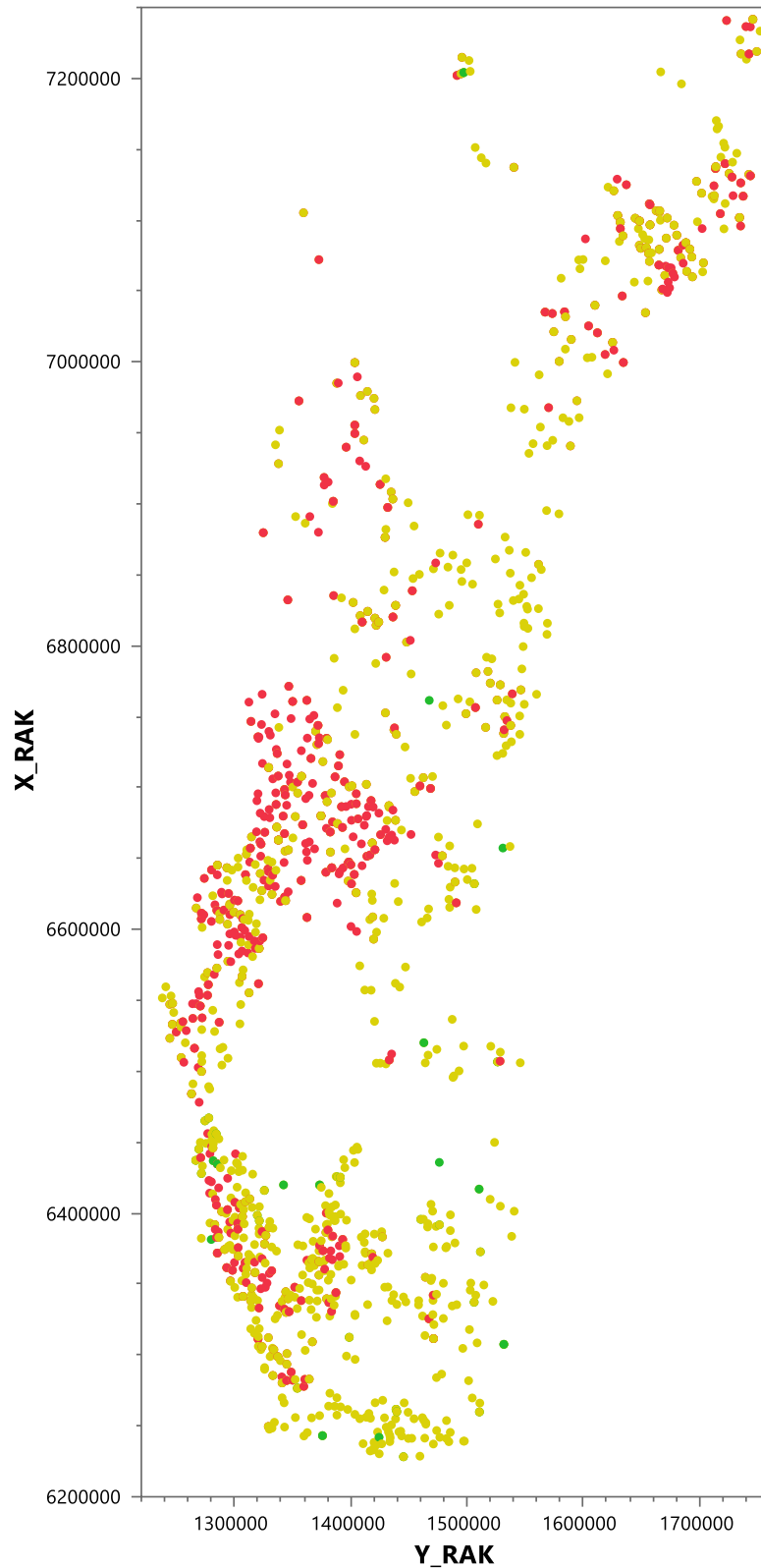
Majoriteten av sjöarna och vattendragen under $1,5 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ befann sig i den SV och N delen av Sverige (Figur 7 och Figur 8). Notera att det har skett en viss dubbelräkning eftersom års- och säsongvariationer medförde att mätvärdena från en och samma sjö/vattendrag kunde hamna i olika klasser. Därför är totalsumman av sjöar/vattendrag i de olika klasserna högre än de som faktiskt ingick i studien.

Tabell 2. Resultatet av den statistiska analysen för Ca^{2+} -koncentrationen i målsjö- och målsjöreferenserna.

	Kruskal-Wallis rankningstest			Steel-Dwass post-hoc test (<i>p</i> - values)		
	df	χ^2	<i>p</i> -value	ÖM-N	ÖM-SV	SV-N
Målsjöreferenser	2	125.6286	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
Målvattendragsreferenser	2	16.9455	0.0002	0.0025	0.0002	0.7712



Figur 7. Målsjöreferenser med Ca^{2+} -koncentrationer som befann sig över 10 mg l⁻¹ (gröna prickar), mellan 1.5–10 mg l⁻¹ (gula prickar) och under 1.5 mg l⁻¹ (röda prickar). Observera att mätvärdena för en och samma sjö överlappar men ligger i de flesta fall inom samma klass.



Figur 8. Målvattendragsreferenser med Ca^{2+} -koncentrationer som befann sig över 10 mg l^{-1} (gröna prickar), mellan $1.5\text{--}10 \text{ mg l}^{-1}$ (gula prickar) och under 1.5 mg l^{-1} (röda prickar). Observera att mätvärdena för ett och samma vattendrag överlappar men ligger i de flesta fall inom samma klass.

3.2.3. Trendsjöar och trendvattendrag

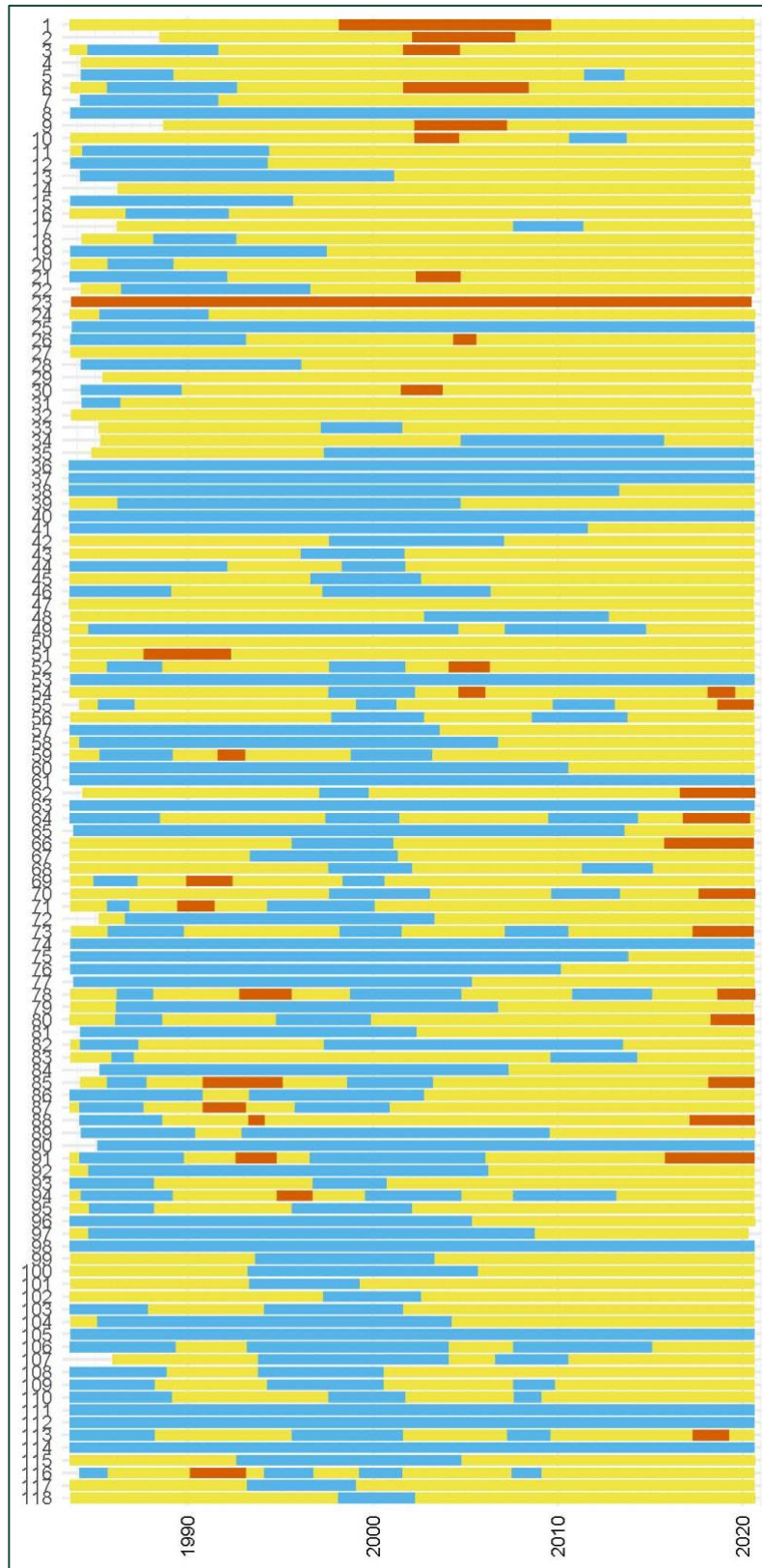
Resultaten från GAMM-analyserna visade årtal när Ca^{2+} -halten ökade (röd stapel), minskade (blå stapel) eller inte uppvisade någon trend alls (gul stapel) (Figur 9–Figur 10). I vissa fall fick hela stapeln en och samma färg vilket berodde på att modellen tyckte att en linjär trendlinje bäst passade in på data. Dessa resultat bör dock tolkas med viss försiktighet eftersom det antingen kan föreligga ett verkligt linjärt samband eller att variationen i data var alltför stor för att modellen skulle kunna anpassa en utjämnad kurva (e.g. Aneboda IM-område, se kapitel 4.2.4).

Majoriteten av trendsjöarna i södra Sverige uppvisade perioder med minskade Ca^{2+} -halter, framför allt i slutet av 1990-talet och början på 2000-talet (Figur 9). I femton av sjöarna (fördelade över hela landet) minskade Ca^{2+} -halten under hela tidsperioden. Positiva trender var ovanliga men i nordligaste Sverige

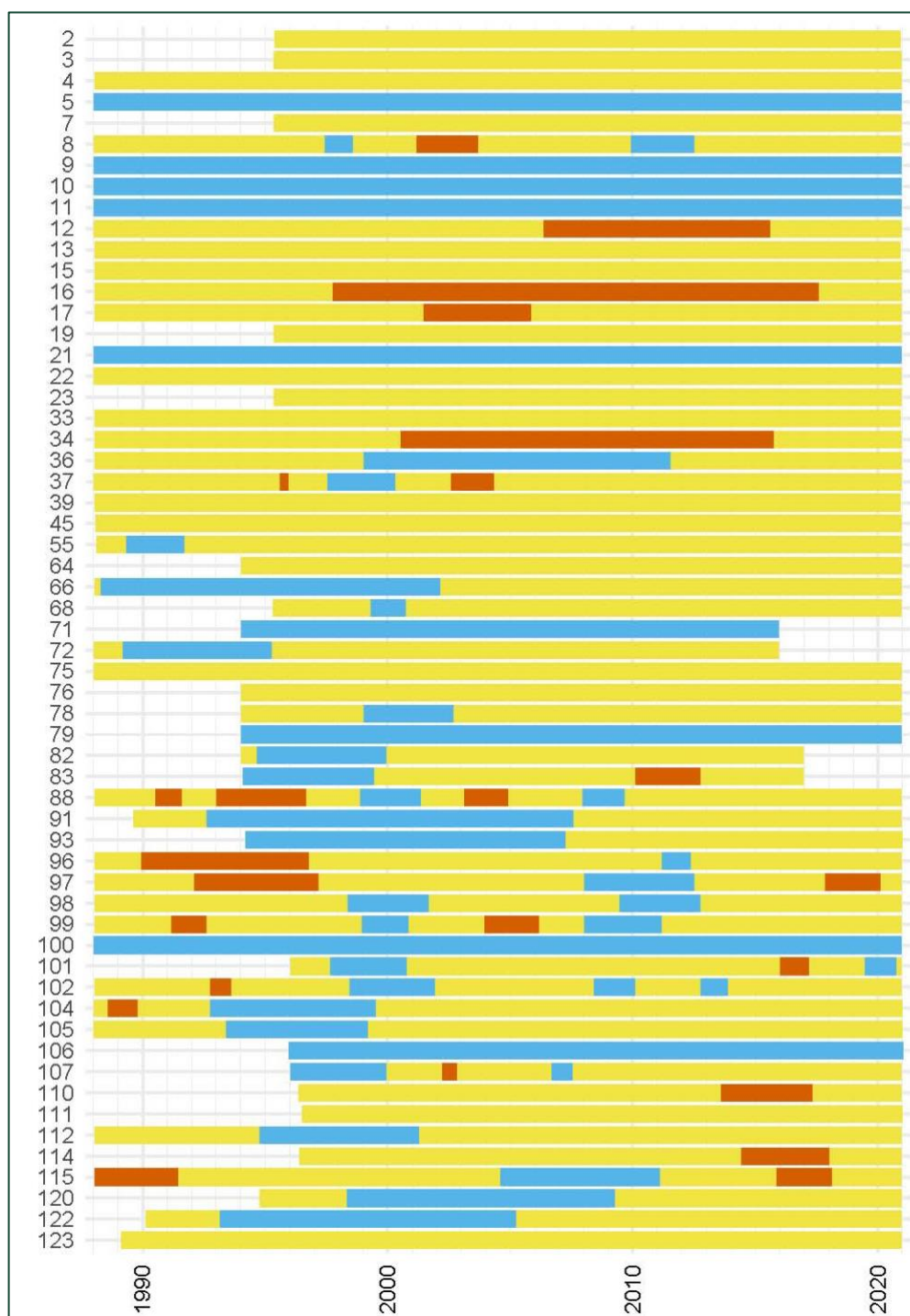
uppvisade ett antal sjöar tillfälligt ökade Ca^{2+} -halter under 2000-talet och efter 2015 blev trenden positiv i 13 av sjöarna i södra Sverige. En enda sjö (nummer 23, Stora Björsjön) uppvisade konstant ökade Ca^{2+} -halter under hela tidsperioden.

Utvecklingen i trendvattendragen liknade den i trendsjöarna med tillfälligt minskade Ca^{2+} -koncentration som uppträdde i slutet av 1990-talet och början på 2000-talet. Dessa bäckar låg framför allt i SV och ÖM Sverige. Nio (16 %) av vattendragen uppvisade konstant minskade Ca^{2+} -koncentrationer under hela tidsserien varav 5 stycken låg i N Sverige. En tredjedel (31 %) av bäckarna uppvisade ingen förändring alls i Ca^{2+} -koncentration.

Det var ovanligt med ökade Ca^{2+} -koncentrationer och de var relativt kortvariga utom i tre vattendrag (12, 16 och 34) där halterna ökade under en längre period. Något tydligt geografiskt mönster framkom inte.



Figur 9. Resultatet av GAMM-analysen för trendsjöarna ($n=118$). Sjöarna är sorterade från norr till söder utifrån stationsnummer där nr 1 (Latnjajaure) ligger i Norrbottens län och nr. 118 (Fåglasjön) ligger i Skånes län. Av sjöarna låg 35 stycken i N Sverige, 40 stycken i ÖM Sverige och 43 stycken i SV Sverige. Perioder med signifikant ökade eller minskade Ca^{2+} -halter är markerade med röd respektive blå färg medan gul färg inte indikerar någon trendförändring.



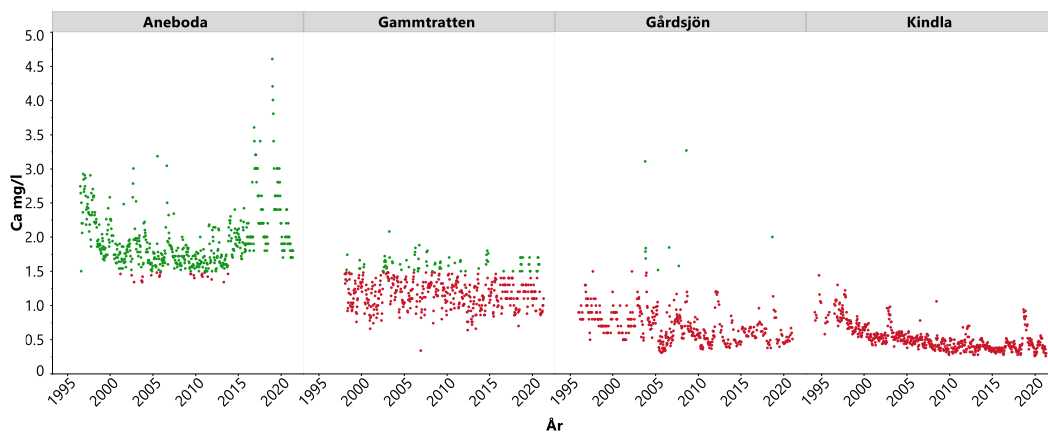
Figur 10. Resultatet av GAMM-analysen för trendvattendragen (n=55) inklusive 3 IM-stationer (Gårdsjön nr.106; Aneboda nr. 111 och Kindla nr. 93). Vattendragen är sorterade från norr till söder utifrån stationsnummer (y-axeln). Akkarjåkki med stationsnummer 2 ligger således i Norrbottens läns och Skärån med stationsnummer 123 ligger i Skånes län. Av vattendragen låg 26 stycken i N Sverige, 13 stycken i ÖM Sverige och 19 stycken i SV Sverige. Luckor i nummerordningen beror på att vissa vattendrag föll bort i urvalsprocessen. Perioder med signifikant ökade eller minskade Ca²⁺-halter är markerade med röd respektive blå färg medan gul färg inte indikerar någon trendförändring.

3.2.4. IM-områdena

Tre av de fyra IM-områdena med tillräckligt långa tidsserier ingick i den GAMM-analys som redovisades i kapitel 4.2.3. Enligt denna analys uppvisade Aneboda ingen förändring över tid. Det berodde på den stora variation i Ca^{2+} -halt som gjorde det omöjligt för modellen att anpassa en kurva (Figur 11). Ökningen i Ca^{2+} som inträffade omkring 2015 orsakades av förhöjda nitratkoncentrationer efter de kraftiga granbarkborreangrepp som uppstod efter stormen Gudrun (Löfgren et al., 2014). Fram till dess uppvisade Aneboda en signifikant korrelation mellan Ca^{2+} och tid (Kendall's tau: $p < 0.0123$). Även Gårdsjön och Kindla uppvisade en signifikant

korrelation under hela tidsperioden ($p < 0.001$) medan ingen korrelation kunde påvisas för den nordligaste lokalen Gammtratten (Figur 11). Kindlas del verkar minska i Ca^{2+} -halt avstanna omkring 2008, vilket stämmer överens med GAMM-analysen (Figur 10).

Kalciumhalterna i dessa obrukade områden var mycket låga, redan när mätningarna påbörjades, och under de medelhalter som noterades i målvattendragsreferenserna ($= 2.6 \text{ mg l}^{-1}$). I alla områden utom Aneboda låg halterna oftast under den kritiska gränsen på 1.5 mg l^{-1} , i synnerhet i Kindla där nivåerna stabiliserats på en mycket låg nivå (cirka 0.5 mg l^{-1} , (Figur 11).



Figur 11. Variationen i Ca^{2+} -halt (mg l^{-1}) mellan 1996 och 2020 i IM-områdena. Gröna prickar = värden över 1.5 mg l^{-1} och röda prickar värden under 1.5 mg l^{-1} . I alla områden utom Gammtratten var minskningen signifikant över tid (Kendall's tau: $p < 0.0123$ för Aneboda och $p < 0.001$ för Gårdsjön och Kindla).

4. Diskussion

4.1. Tidsutveckling

Den pågående återhämtningen från försurning har som väntat lett till minskade Ca^{2+} -halter runt om i världen (Skjelkvåle et al., 2005; Hessen et al., 2017; Weyhenmeyer et al., 2019). Den här studien visade på en liknande utveckling i många av trendsjöarna och trendvattendragen med minskade Ca^{2+} -halter i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet enligt GAMM-analyserna. Minskningarna sammanföll med den tidpunkt då emissionerna av svaveldioxid minskade kraftigt över Europa och Nordamerika (Grennfelt et al., 2019; Aas et al., 2018). Den observerade minskningen kring millennieskiftet kan därför bäst förklaras med minskat jonbyte i marken till följd av de minskade sulfathalterna i samma datamaterial (Fölster, 2022).

I de flesta fall avstannade minskningen i Ca^{2+} efter cirka 2005 vilket kan vara ett tecken på att halterna håller på att stabiliseras. På ett fåtal lokaler fortsatte dock Ca^{2+} att minska under hela tidsserien. Ökade halter var ovanliga och sporadiska men det framkom ett mönster i

trendsjöarna med ökade halter i slutet av tidsperioden, framför allt i södra Sverige. Denna trend beror sannolikt på väderbetingade torkperioder då andelen djupt grundvatten med högre jonhalter blir större på grund av längre uppehållstid.

Pågående klimatförändringarna med högre temperaturer och ökad nederbörd kan teoretiskt påverka Ca^{2+} -koncentrationerna, fast åt olika håll. I Sverige har medeltemperaturen stigit med cirka 1°C och nederbörden med omkring 10 % (SMHI, 2022). Med varmare temperaturer ökar både avdunstningen och Ca^{2+} -vittringen medan större nederbördsmängder leder till utspädningseffekter i ytvattnet. I denna studie är det svårt att avgöra vilken effekt som kombinationen av dessa klimatförändringar har haft på Ca^{2+} -koncentrationen.

En annan faktor som kan påverka förrådet av Ca^{2+} i marken (och därmed tillgången på Ca^{2+} -joner i mark- grund- och ytvatten) är trädens upptag av baskatjoner (Zetterberg et al., 2013; 2016). Statistik från Riksskogstaxeringen visar att det

totala virkesförrådet i Sverige har ökat med 211 % sedan mätningarna startade 1920 (SLU, 2018). Stort upptag av Ca^{2+} i skog är en trolig förklaring till den minskning i Ca^{2+} -koncentration (som varit större än minskningen i sulfatkoncentration) som uppmätts i en norrländsk bäck utanför Vindeln i Västerbottens län (Laudon et al., 2021).

Hur tillståndet och den framtida utvecklingen i Ca^{2+} -halt kommer att se ut är inte givet. Både försurande deposition, klimatförändringar och skogsavverkning är faktorer som kan minska tillgången på Ca^{2+} . Påfyllnad av förråden i marken sker genom deposition och vittring. Bidraget från dessa källor är dock litet (Klaminder et al., 2011; Lövblad et al., 2004) vilket innebär att det kommer att ta lång tid innan en fullständig återhämtning är möjlig. Resultaten från GAMM-analyserna och IM-områdena (opåverkad av skogsbruk) visade på fortsatt sjunkande Ca^{2+} -halter på vissa platser i Sverige. Denna tillbakagång till naturliga halter kan dock medföra negativa ekologiska konsekvenser för djurgrupper med högt Ca^{2+} -behov.

4.2. Dagens tillstånd och utbredning

Dagens tillstånd i omdrevssjöarna, med en medelhalt på $7.0 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ låg både över det globala genomsnittet på $4.0 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ (Weyhenmeyer et al., 2019) och de

medianhalter som förekommer i Norge på $1.0 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ (Skjelkvåle et al., 1997). Det berodde på att sjöarna var slumpmässigt utvalda och uppvisade en naturlig variation i vattenkemi, från väldigt sura till väldigt alkalina sjöar. Medelhalten i målsjö- och målvattendragsreferenserna, som var utvalda för att de var försurningskänsliga, låg betydligt lägre på $<2.6 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$. Båda dessa medelhalter ligger under den optimala nivån på $10 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ men över den kritiska nivån på $1.5 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ vilket indikerar att Ca^{2+} -känsliga djur såsom dafnier befinner sig i någon form av stress i form av ofullständig kalcifiering, försvagat försvarssystem och försämrad reproduktion (Alstad et al., 1999; Riessen et al., 2012; Pérez-Fuentetaja and Goodberry, 2016). Det innebär att de minskningar i kalciumhalt som skett kan ha haft en påverkan på artsammanställning och därmed även på ekosystemens funktion

Tjugoen procent av omdrevssjöarna befann under den kritiska nivån. Situationen var något mindre gynnsam för dafnier bland målsjö- och målvattendragsreferenserna med 30 % respektive 32 % av mätvärdena under denna nivå. I dessa sjöar och vattendrag är Ca^{2+} -halterna så pass låga att dafnier inte kan överleva enligt den nivå som använts i denna studie

Halter under det kritiska gränsvärdet på $1.5 \text{ mg } \text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ förekom i hela landet men det var mer vanligt

med låga halter i SV och N delen av Sverige medan ÖM Sverige var mindre drabbat. Detta mönster återspeglar dels en naturlig variation med naturligt låga Ca^{2+} -halter i N Sverige (orsakad av långsam vittring) och eventuellt även en långsam återhämtning från försurning SV Sverige (orsakat av surt nedfall).

4.3. Kritisk Ca^{2+} -halt som bedömningsstöd för dafnier

En utmaning med att använda kritiska gränsvärden för Ca^{2+} är att det kan variera mellan olika arter. I denna studie har ett gränsvärde på 1.5 mg $\text{Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ använts för att bedöma risken för letala effekter på den vanliga vattenloppan dafnia. Dafnier fyller en viktig roll i näringsväven, både som filterare och som föda för arter högre upp i näringskedjan. De är inte lika Ca^{2+} -krävande som ex. flodkräftor och sötvattensmärlor (Cairns och Yan (2008) men är å andra sidan en välstuderad modellorganism som ofta används till ekotoxikologiska tester (Sciciliano et al., 2015). Den är också vanligt förekommande i svenska vatten vilket var ett viktigt motiv till varför den valdes ut som indikatorart.

Att mellan cirka 20-30 % av alla sjöar och vattendrag i denna studie skulle befinna sig under den kritiska gränsen för *Daphnia* visar på att Ca^{2+} är naturligt begränsande för de känsligaste arterna i många sjöar och

vattendrag i de svenska fjäll- och skogslandskapen. Det är därför viktigt att fortsätta följa utvecklingen av halter. Enligt vår kännedom finns det än så länge inte några svenska studier där skador på vattenlevande djur orsakad av minskade Ca^{2+} -halter i vattnet har dokumenterats.

Det kan finnas flera förklaringar till detta. Till exempel kan den svenska faunan vara naturligt anpassad till låga bakgrundshalter vilket innebär att det bara är de mest motståndskraftiga arterna som påträffas i Ca^{2+} -fattiga vatten. Eftersom områden med låga Ca^{2+} -halter även förekommer i försurade områden med låga pH-värden är det dessutom svårt att särskilja effekten av låga Ca^{2+} -halter från låga pH-värden. I Sverige och resten av den försurningsdrabbade världen har biologiska skador orsakad av surt nedfall främst satts ihop med lågt pH och höga halter giftigt aluminium (e.g. Bergquist, 1991; Mant et al., 2013). Det är först på senare år som låga Ca^{2+} -halter och utspätt vatten kopplats ihop med e.g. minskad reproduktion hos fisk (Enge et al., 2021) och skador på andra organismgrupper.

De är också värt att poängtera att de flesta undersökningarna är gjorda i väl kontrollerade laboriemiljöer. I den naturliga miljön samverkar ofta andra miljöstressorer varför det undre gränsvärdet oftast är högre (Hessen et al., 2000). Det finns till exempel ett flertal miljövariabler som samverkar med låga Ca^{2+} -halter såsom högre

vattentemperaturer, lägre algmängder och högre UV-exponering vilket förstärker effekten av låga Ca^{2+} -halter med negativa effekter på överlevnaden, tillväxten och reproduktionen (Ashfort och Yan, 2008; Hessen et al., 2000; Hessen och Rukke, 2000; Pérez-Fuentetaja and Goodberry, 2010).

Det saknas idag en noggrann granskning mellan skador på organismer och låga Ca^{2+} -koncentrationer (Hessen et al., 2017). Bland de nordiska länderna är det endast Norge som tillämpar typvärden för Ca^{2+} för att klassa miljötillståndet i kustvatten, grundvatten, sjöar och vattendrag som kalkfattigt eller inte (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Klassgränser (<1, 1–4 och >4 $\text{mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$) finns även framtaget för påväxtalger (olika arter av grönalger, cyanobakterier, rödalger m.m.) baserat på studier av Schneider (2011), Schneider & Lindstrøm (2009) och Schneider et al. (2013). För makrofyter och djurplankton i sjöar används klassgränserna <1 respektive 1–4 $\text{mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ (Ann Kristin Schartau, 2021. E-post 18 november.). De gränsvärden som använts i denna studie (1.5 och 3 $\text{mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$) är i nivå med de norska värdena. Vår bedömning är att de skulle kunna utgöra en bra utgångspunkt även i Sverige för vad som kan klassificeras som höga respektive låga Ca^{2+} -halter.

5. Slutsats

En relativt hög andel (20-30 %) sjöar och vattendrag i Sverige har idag Ca^{2+} -halter som befinner sig under den kritiska nivån på 1.5 mg l^{-1} . Under denna nivå påverkas både reproduktionen och överlevnaden hos ex. dafnier. Trendanalyserna visade att halterna även fortsätter att minska på vissa platser i landet.

Trots denna utveckling finns det enligt vår kännedom inte några studier där negativa effekter (letala eller sub-letala) orsakad av låga Ca^{2+} -

koncentrationer har konstaterats i Sverige. Det skulle kunna bero på att djuren är naturligt anpassade till låga Ca^{2+} -halter eller att det har varit svårt att separera effekten av låga Ca^{2+} -nivåer från eg. låga pH-värden.

Kalciumnivåerna är dock så pass låga att det är viktigt att fortsätta följa utvecklingen i Ca^{2+} -halt i takt med att den relativa betydelsen av andra påverkansfaktorer än surt nedfall ökat i betydelse (e.g. trädens tillväxt, skörd och klimatförändringar).

6. Referenser

- Aas, W., Mortier, A., Bowersox, V., Cherian, R., Faluvegi, G., Fagerli, H., Hand, J., Klimont, Z., Galy–Lacaux, C., Lehman, C. M. B., Lund Myhre, C., Myhre, G., Olivie, D., Sato, K., Quaas, J., Rao, P. S. P., Schulz, M., Shindell, D., Skeie, R. B., Stein, A., Takemura, T., Tsyro, S., Vet, R., Xu, X. 2019. Global and regional trends of atmospheric sulfur. *Scientific reports*, 9:953
- Akselsson, C., Hultberg, H., Karlsson, P E., Pihl–Karlsson, G., Hellsten, S. 2013. Acidification trends in south Swedish forest soils 1986–2008 – Slow recovery and high sensitivity to sea–salt episodes. *Science of the Total Environment*, 444: 217–287.
- Alstad, N. E. W., Skarldal, L., Hessen, D. O. 1999. The effect of calcium concentration on the calcification of *Daphnia magna*. *Limnology Oceanography*, 44(8): 2011–2017.
- Ashforth D., Yan N. D. 2008. The interactive effects of calcium concentration and temperature on the survival and reproduction of *Daphnia pulex* at high and low food concentrations. *Limnology Oceanography*, 53:420–432.
- Bergquist, B. 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 66: 50–62.
- Cairn, A. 2010. Field assessment and evidence of impact of calcium decline on *Daphnia* (Crustacea, anompoda) in Canadian shield lakes. Thesis, York University, Toronto Ontario.
- Cairns, A., N. D. Yan, 2008. A review of the influence of low ambient calcium concentrations on freshwater daphniids, gammarids, and crayfish. *Environmental Review*, 17: 67–79.
- Cowgill, U. M. 1976. The chemical composition of two species of *Daphnia*, their algal food and their environment. *Science of the Total Environment*, 6,79–102.
- Danielsson, L .2018. Förurningskänsligt grundvatten i Västra Götalands län. Utvärdering av undersökningar 1985–2014. Rapport 2018:31. Länsstyrelsen i Västra Götaland, vattenavdelningen. 144 sid.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 227 sid.
- Ebert, D. 1992. A food–independent maturation threshold and size at maturity in *Daphnia magna*. *Limnology Oceanography*, 37: 878–881.
- Edwards, B. A., Jackson, D. A., Somers, K. M. 2009. Multispecies crayfish declines in lakes: implications for species distributions and richness. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 719–732.
- Enge, E., Hesthagen, T., Auestad, B. H. Low recruitment in a population of brook trout in a Norwegian watershed–is it due to dilution of the water chemistry? *Water Air and Soil Pollution*, 232:5.

- Eriksson, E., Karlton, E., Lundmark, J–E. 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio*, 21(2): 150–154.
- Fölster, J. 2022. Underlag till fördjupad utvärdering av miljömålet Bara naturlig försurning 2022: Tillstånd och trender i sjöar och vattendrag. Rapportering till Naturvårdsverket enligt överenskommelse 252–21–002. SLU Sveriges Lantbruksuniversitet. Word-dokument.
- Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L., Futter, M. N. 2014. ”För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli”. Försurning i sjöar och vattendrag 2014. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:20.
- Fölster, J., Köhler, S. 2011. Försurningsläget i Sveriges ytvatten 2010. Trender i vattenkemi samt bedömning av försurning och överskridande av kritisk belastning av försurande ämnen för ytvatten i Sverige – Underlag till utvärdering av miljömålet ”Bara naturlig försurning”. SLU-rapport 2011:24. Sveriges Lantbruksuniversitet. 50 sid.
- Grennfelt, P., Englerud, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, A., Cowling, E. Acid rain and acid pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio*, 49: 849–864.
- Hadley, K., R., Paterson, A. M., Reid, R. A., Rusak, J. A., Somers, K. M., Ingram, R., Smol, J. P. 2015. Altered pH and reduced calcium levels drive near extirpation of native crayfish, *Cambarus bartonii*, in Algonquin Park, Ontario, Canada. *Freshwater Science*, 34(3):918–932.
- Hastie, T., Tibshirani, P. 1986. Generalized additive models (with discussions). *Statistical Science*, 1: 297–318.
- Hessen, D. O., Andersen, T., Tominaga, K., Finstad, A. G. 2017. When soft waters becomes softer; drivers of critically low levels of Ca in Norwegian lakes. *Limnology and Oceanography*, 62: 289–298.
- Hessen, D. O., Alstad, N. E. W., Skardal, L. 2000. Calcium limitation in *Daphnia magna*. *Journal of Plankton Research*, 22(3): 553–568.
- Hessen, D. O., Rukke, N. A. 2000. UV radiation and low calcium as mutual stressors for *Daphnia*. *Limnology Oceanography*, 45(8): 1834–1838.
- Hessen, D. O., Faafeng, B. A., Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia*, 307:253–261.
- Hopper, H. L., Connon, R., Callaghan, A., Fryer, G., Yarwood–Buchanan, S., Biggs, J., Maund, S. J., Hutchinson, T. H., Sibly, R. M. 2008. *Ecology*, 89(4): 1015–1022.
- Jeziorski, A., Tanentzap, A. J., Yan, N. D., Paterson, A. M., Palmer, M. E., Korosi, J. B., Rusak, J. A., Arts, M. T., Keller, W. B., Ingram, R. Cairns, A., Smol, J. P. 2015. The jellification of north temperate lakes. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences*, 282, 9.
- Jeziorski, A., Yan, N. D., Paterson, A. M., Desellas, Turner, M. A., Jeffries, D. S., Keller, B., Weeber, R. C., Mcnicol, D., K., Palmer, M. E., Mciver, K., Arseneau, K., Ginn, B. K., Cumming, B. F., Smol, J. P. 2008. The widespread threat of calcium decline in fresh waters. *Science*, 322:1374–1377.
- Klaminder, J., Lucas, R. W., Futter, M. N., Bishop, K. H., Köhler, S. J., Egnell, G., Laudon, H. 2011. Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? *Forest Ecology and Management*, 261: 1–9.

- Laudon, H., Sponseller, R., Bishop, K. 2021. From legacy effects of acid deposition in boreal streams to future environmental threats. *Environmental Research Letters*, 16: 01577.
- Löfgren, S., Grandin, U., Stendera, S. 2014. Long-term effects on nitrogen and benthic fauna of extreme weather events: Examples from two Swedish headwater streams. *Ambio*, 43: 58–76.
- Lövblad, G., Persson, C., Klein, T., Ruoho–Airola, T., Hovmad, M., Tarrason, L., Tørseth, K., Moldan, F., Larssen, T., Rapp, L. 2004. The deposition of base cations in the Nordic countries. IVL Rapport B1583. 41 sid.
- Mant, R., Jones, D. Reynolds, B., Ormerod, S., Pullin A. S. A systematic review of the effectiveness of liming to mitigate impacts of river acidification on fish and macro-invertebrates. *Environmental Pollution*, 179: 285–293.
- Miljödata–MVM. 2021. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Datavårdskap sjöar och vattendrag samt Datavårdskap jordbruksmark. <https://miljodata.slu.se/mvm/> [2021–08–30].
- Mills, B. J., Lake. P. S. 1976. The amount and distribution of calcium in the exoskeleton of the intermoult crayfish *Parastacoides tasmanicus* (Erichson) and *Astacopsis fluviatilis* (Gray). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A: Physiology* 53: 355–360.
- Naturvårdsverket. 2019. Bara Naturlig Försurning – underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019. Rapport 6860. Stockholm. 72 sid.
- Pérez–Fuentetaja, A., Goodberry, F. 2016. *Daphnia* 's challenge: survival and reproduction when calcium and food are limiting. *Journal of Plankton Research*, 38(6): 1379–1388.
- Reuss, J.O., Johnson, D.W., 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological Studies, vol. 59. Springer–Verlag, New York, USA, p. 119.
- Riessen, H. P., Dallas Linley, R., Altshuler, I., Rabus, M., Söllradl, T., Clausen–Schaumann, H., Laforsch, C., Yan, N. D. 2012. Changes in water chemistry can disable plankton prey defences. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(38): 15377–15382.
- Rukke, N. A. 2002a. Effects of low calcium concentrations on two common freshwater crustaceans, *Gammarus lacustris* and *Astacus astacus*. *Functional Ecology*, 16: 357–366.
- Rukke, N. A., 2002b. Tolerance to low ambient calcium shows inter–population differences in *Daphnia galeata*. *Journal of Plankton Research*, 24(5): 527–531.
- Schneider, S.C. 2011. Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment*, 409: 1164–1171.
- Schneider, S., Lindstrøm, E.A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using nondiatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators*, 9:12061211.
- Schneider, S., Lindstrøm, E.A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on nondiatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665:143–155.
- Siciliano, A., Gesuele, R., Pagano, G., Guid, M. 2015. How *Daphnia* (Cladocera) Assays may be used as Bioindicators of Health Effects? *Journal of Biodiversity & Endangered Species*, S1: 005.

- Skjelkvåle, B. L., Stoddard, J. L., Jeffries, D. S., Tørseth, K., Høgåsen, T., Bowman, J., Mannio, J., Monteith, D. T., Mosello, R., Rogora, M., Rzychon, D., Vesely, J., Wieting, J., Wilander, A., Worsztynowicz, A. 2005. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990–2001. *Environmental Pollution*, 137: 165–176.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E., Buan, A.K. 1997. Regional lake survey in Norway – Autumn 1995. A survey of the water chemistry of 1500 lakes. Report nos. 3613–97. Norwegian Institute for Water Research, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SLU. 2018. Skogsdata 2018. Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Sveriges Lantbruksuniversitet. Sveriges officiella statisti. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata \(2022-05-03\)](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata%20(2022-05-03).).
- SMHI, 2022. Sveriges klimat har blivit varmare och blötare. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/sveriges-klimat/sveriges-klimat-har-blivit-varmare-och-blotare-1.21614>. (2022-05-03).
- Tan, Q–G., Wang, W–X. 2009. The regulation of calcium in *Daphnia magna* reared in different calcium environments. *Limnology and Oceanography*, 54(3): 746–756.
- Wærvågen, S. B., Andersen, T., Taugbøl, T. 2016. Exoskeleton calcification in Norwegian populations of the crayfish *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) (Decapoda: Astacidae) varies with size, gender and ambient calcium concentration. *Journal of Crustacean Biology*, 36(2): 189–197.
- Weyhenmeyer, G. A., Hartmann, J., Hessen, D. O., Kopáček, J., Hejzlar, J., Jacquet, S., Hamilton, S. K., Verburg, P., Leach, T. H., Schmid, M., Flaim, G., Nöges, T., Nöges, P., Wentzky, V. C., Rogora, M., Rusak, J. A., Kosten, S., Paterson, A. M., Teubner, K., Higgins, S. N., Lawrence, G., Kangur, K., Kokorite, I., Cerasino, L., Funk, C., Harvey, R., Moatar, F., de Wit, H. Zechmeister, . T. 2019. Widespread diminishing anthropogenic effects on calcium in freshwaters. *Scientific Reports*, 9: 10450.
- Wood, S. 2006. Generalized Additive Models. An introduction with R. Chapman and Hall/CRC. ISBN 9781498728331. 496 sid.
- von Brömssen, C., Betnér, S., Fölster, J. Eklöf, K. 2021. A toolbox for visualizing trends in large–scale environmental data. *Environmental Modelling & Software*, 136, 104949.
- Zetterberg, T., Olsson, B. A., Löfgren, S., Hyvönen, R., Brandtberg, P–O. 2016. Long–term soil calcium depletion after conventional and whole–tree harvest. *Forest Ecology and Management*, 369: 102–115.
- Zetterberg, T., Olsson, B.A., Löfgren, S., von Brömssen, C., Brandtberg, P.O., 2013. The effect of harvest intensity on long–term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 302: 280–294.

Bilaga 1. Kritiska gränsvärden för dafnier

Kritiska gränsvärden för Ca²⁺ (mg l⁻¹) när letala (överlevnad) eller sub-letala (tillväxt, reproduktion, försvarssystem mm) kan uppstå för enskilda individer som ett resultat av olika nominella Ca²⁺ koncentrationer med eller utan interaktionsfaktor (pH, UV, temperatur, föda).

Referens	Art	Miljö (lab/fält)	Måttenhet	Nominell Ca ²⁺ gradient, (mg l ⁻¹)	Interaktionsfaktor	Ca ²⁺ -gräns (mg l ⁻¹)
Hessen et al. (2000)	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Överlevnad	0–10	+algmängd (0.1 och 0.8 mg C l ⁻¹)	<0.1–0.5 (oavsett algmängd)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Längd	0–10	+algmängd (0.1 och 0.8 mg C l ⁻¹)	<0.5–1.0 (minskad storlek även vid god alg tillgång)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Äggproduktion	0–10	+algmängd (0.1 och 0.8 mg C l ⁻¹)	<10 (kraftigt påverkad, i synnerhet vid låg alg tillgång)
Rukke (2002b)	<i>Daphnia galeata</i>	Lab	Överlevnad	0–5	nej	<0–2 (beroende på population och anpassning till hög eller låg bakgrundskoncentration av Ca ²⁺).
	<i>Daphnia galeata</i>	Lab	Ca ²⁺ -innehåll (% TS)	1–10	nej	<5–10 (beroende på population och anpassning till hög eller låg bakgrundskoncentration av Ca ²⁺ ; minskat innehåll med minskad Ca ²⁺ koncentration)
Ashfort and Yan (2008)	<i>Daphnia pulex</i>	Lab	Överlevnad	0.1–10	+temperatur (20–32°C); +algmängd (3–30 µg klorofyll a l ⁻¹)	<0.1–0.5 (oberoende av temperatur och algmängd); <1.5 (i kombination med minskad algmängd och ökad temperatur)
	<i>Daphnia pulex</i>	Lab	Reproduktion	0.1–10	+temperatur (20–32°C); +algmängd (3–30 µg klorofyll a l ⁻¹)	<0.1–0.5 (utebliven oberoende av temperatur och algmängd); <1.5 (i kombination med minskad algmängd och ökad temperatur)
Alstad et al. (1999)	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Ca ²⁺ -innehåll (% TS, neonater)	0.5–10	nej	<10 (påverkad)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Kalcifiering (% TS vuxna ind.)	0.5–10	nej	<5.2–10 (ofullständig)
Hessen et al. (1995) in Rukke (2002b)	<i>Daphnia galeata</i>	Fält	Närvaro/frånvaro	4–44	nej	<0.8 (frånvaro)

Referens	Art	Miljö (lab/fält)	Måttenheter	Nominell Ca ²⁺ gradient, (mg l ⁻¹)	Interaktionsfaktor	Ca ²⁺ -gräns (mg l ⁻¹)
Riessen et al. (2012)	<i>Daphnia pulex</i>	Lab	Längd	0.5–5	-kairomon	<1.5 (försvagat)
		Lab	Försvarssystem (längd, nacktänder, ryggsköld)	0.5–5	+kairomon	<1.5 (ej normal utveckling)
Hooper et al. (2008)	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Populationstillväxt (pgr)	0.01–400	+pH 5–9	<0.5 och pH<5.75 (populationstillväxt ej möjlig)
Hessen och Rukke (2000)	<i>Daphnia tenebrosa</i>	Lab	Överlevnad	0.5–10	+UV-exponering (35.95 W m ⁻² , ~midsommar)	<10 (~linjär minskning, ~100% dödlighet efter 72 h oavsett ursprunglig koncentration)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Överlevnad	0.5–10	+UV-exponering (35.95 W m ⁻² , ~midsommar)	<10 (~linjär minskning, ~80% dödlighet efter 48 h vid 5 och 10 mg l ⁻¹)
	<i>Daphnia tenebrosa</i>	Lab	Överlevnad	0.5–10	-UV-exponering	100 % överlevnad oavsett koncentration under försöksperioden (3 dagar)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Överlevnad	0.5–10	-UV-exponering	100 % överlevnad oavsett koncentration under försöksperioden (3 dagar)
	<i>Daphnia tenebrosa</i>	Lab	Ca ²⁺ -innehåll (% TS)	0.5–10	-UV-exponering	<5 (minskning med minskad Ca ²⁺ -koncentration)
	<i>Daphnia magna</i>	Lab	Ca ²⁺ -innehåll (% TS)	0.5–10	-UV-exponering	<10 (minskning med minskad Ca ²⁺ -koncentration)
Pérez-Fuentetaja and Goodberry (2016)	<i>Daphnia pulex</i> × <i>pulicaria</i>	Lab	Populationstillväxt (intrinsic rate)	0.5–2.5	+algmängd (0.16 och 1.67 mg C l ⁻¹)	<2.5 (lägre populationstillväxt, i synnerhet vid låg alg tillgång.
		Lab	Reproduktion (neonates)	0.5–2.5	+algmängd (0.16 och 1.67 mg C l ⁻¹)	<2.5 (färre antal neonater vid låg algmängd)
Cairns (2010)	<i>Daphnia longiremis</i> , <i>Daphnia dubia</i> , <i>Daphnia mendotae</i> , <i>Daphnia retrocurva</i> , <i>Daphnia pulicaria</i> , <i>Daphnia ambigua</i> och <i>Daphnia catawba</i>	Fält	Närvaro/frånvaro	1–16.1	nej	<1.3–1.7 (frånvaro bland 5 av 7 arter. <i>D. ambigua</i> och <i>D. catawba</i> opåverkade)
Alla studier	Daphnia spp.					<1.5