

DAGVATTENHANTERINGENS EFFEKTER PÅ FÖRUTSÄTTNINGARNA FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD AV KRANSALGER I LILLSJÖN, JÄMTLAND

Urban stormwater management and its implications for biodiversity
of *Chara* species – an example from Northern Sweden

av ALBIN MÅNSSON, SWECO, Grubbensg. 6, 70225 Örebro
e-post: albin.mansson@sweco.se



Abstract

Release and load of urban stormwater can affect biodiversity in recipients in both a short and long term perspective. For shallow lakes where natural shifts can occur between clear water and turbid water states due to asymmetric competition between different groups of algae, the role of urban stormwater load over the long term is of high importance. In Jämtland, Northern Sweden, a study was conducted to investigate and identify possible impacts of urban stormwater on biodiversity in general, and specifically on the interspecific competition between redlisted *Chara*-species (benthic algae) and pelagic phytoplankton. The study was performed in Lake Lillsjön, a small lake with high recreational and nature values in the vicinity of the city of Östersund. Approximately 10 % of Lake Lillsjön's catchment area is made up of hardstanding, urban surface. In addition to stormwater, the lake is also a recipient for meltwater from the central municipal snowdump. Water and sediment sampling were performed along with the calculation of mass transport of metals and nutrients in water ecosystems. Water flows were derived from the S-HYPE model. The results indicate that the historical load of nutrients and the ongoing load of metals from urban stormwater have played a significant role in a shift in water state, resulting in Lake Lillsjön becoming a more turbid, as opposed to its original clear water state. Consequently, this could reduce production of clear water species such as the benthic algae *Chara*, and enhance phytoplankton growth. Arguably, in the case of Lake Lillsjön, urban stormwater management has implications for the biodiversity of redlisted *Chara*-species.

Key words – *Chara*, urban stormwater, meltwater, snowdump, biodiversity, nutrients, benthic algae, pelagic phytoplankton, Östersund, Sweden.

Sammanfattning

Urbant dag- och smältvatten kan både på kort och långt tidsperspektiv påverka recipienters förmåga att upprätthålla en hög biologisk mångfald. För naturligt instabila sjöar, där skiftningar mellan stadier av klart och färgat vatten kan inträffa som följd av asymmetrisk konkurrens mellan olika alggrupper, bör dagvattenhanteringsens långsiktiga påverkan särskilt uppmärksammas. I Östersund, Jämtland, genomfördes en studie för att undersöka vilka påverkansfaktorer dagvatten kan utgöra på mellanartskonkurrensen mellan rödlistade, bentiska kransalger och pelagiska fytoplankton i en mindre recipient med höga natur- och rekreationsvärden – Lillsjön. Cirka 10 % av Lillsjöns avrinningsområde utgörs av hårdgjorda industri- och handelsytor. I tillägg till dagvatten mottar Lillsjön även smältvatten från kommunens största snötipp. Ytvatten- och sedimentprovtagning utfördes och massbalansberäkningar för olika ämnen i vattensystemet upprättades. Vattenflöden beräknades utifrån S-HYPE modellen. Resultaten indikerar att den historiska och nuvarande dag- och smältvattenhanteringen kan bidra till flera processer som i ett långsiktigt perspektiv förskjuter konkurrensövertaget till fytoplankton i recipienten. En ökad risk för ett mer färgat sjövattnet uppstår, med följd att kransalgernas tillväxt begränsas och att pelagiska fytoplankton ytterligare gynnas. I ett längre tidsperspektiv kan därför den biologiska mångfalden av värdefulla kransalger i Lillsjön påverkas negativt av dag- och smältvattenutsläpp.

Inledning

Urbant dagvatten påverkar hydrologiska och ekologiska betingelser i sjöar och vattendrag (se t.ex. Walsh m.fl., 2005, Roy m.fl., 2008, Hatt m.fl., 2004). Hårdgjorda ytor i avrinningsområdet medför en ökad avrinningskoefficient som leder till ökad vattenburen transport av föroreningar till recipient samt en påverkad flödesregim. Håtförändringar av tungmetaller och andra föroreningssämnen kan skapa sämre förutsättningar för den naturliga floran och faunan (Walsh, 2004). Vid sidan av föroreningar och metaller har även tillförseln av näringsämnen från urbana miljöer till naturliga recipienter studerats. I denna tidskrift har exempelvis Grøterud och Haaland (2007) beskrivit hur intern fosforbelastning fortsätter att påverka sjön Østensjøvannet, även lång tid efter att den initiala fosfortillförseln har upphört. Vidare, genom att undersöka sedimentationsbottnar i recipienten, kan den historiska föroreningsbelastningen redovisas (se exempelvis Brown och Peake, 2006, Jartun m.fl., 2008 samt Walker m.fl., 1999). För att kunna särskilja regional och lokal påverkan på recipientens sediment, krävs dock ett väl underbyggt referensmaterial från opåverkade vatten med liknande geologiska och ekologiska förutsättningar.

I många undersökningsinsatser som berör dagvattenhantering saknas ofta en konkret problembeskrivning för biologisk mångfald. Ofta krävs en stor kunskap om berörda arters specifika ekologiska krav för att dagvattenhanteringens effekter ska kunna utvärderas kvalitativt. I samband med att Lillsjön, ett grönområde i utkanten av Östersund, pekades ut som ett framtida naturreservat i kommunens översiktsplan, genomfördes denna studie för att undersöka vilka påverkansfaktorer den historiska och nuvarande dagvattenhanteringen i området utgör; generellt på biologisk mångfald i sjön, men i synnerhet med avseende på förekomsten av kransalger (*Chara*). Artantalet av kransalger är hög i Lillsjön, men vattenkvaliteten avviker från det som generellt anses optimal för kransalger; siktdjupet är lägre medan färgtal, turbiditet och närsaltskoncentrationer är högre än jämförbara sjöar med samma känsliga kransalg flora. Det är sannolikt att sjön har utvecklats från ett klarvattenstadium eftersom krävande arter finns representerade, men mer osäkert om övergången till ett mer färgat vatten fortsätter att pågå eller om en stabil miljö har infunnits sig.

Denna artikel är en förkortad version av rapporten som omfattar en helhetsbeskrivning av miljökvalitetstusén i Lillsjön (Månsson, 2014). Frågeställningar och resultat som här tas upp omfattar Lillsjöns nuvarande och historiska belastning av fosfor, kalcium, järn, TOC samt vilket färgtal som råder i sjöns ytvatten och inkommande vattendrag. Dessa parametrar är av särskild betydelse

för att beskriva vattensystemets ekologiska förutsättningar för kransalg flora. Resultat har även jämförts med data från tidigare undersökningsinsatser.

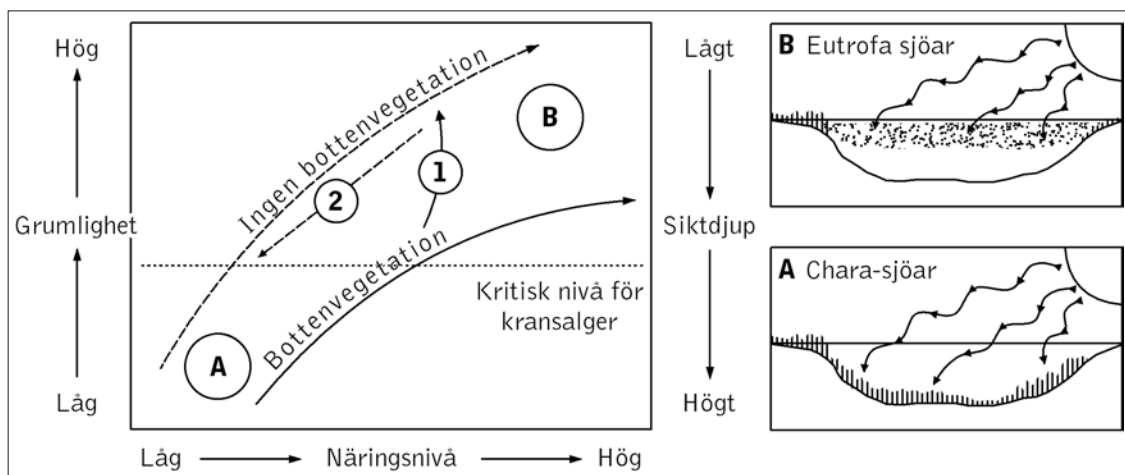
Bakgrund

Växelverkan mellan vattenkvalitet, bentiska och pelagiska alger

Både pelagiska alger (som lever i den fria vattenmassan) och bentiska alger (bottenlevande alger såsom kransalger) behöver ljus och närsalter för sin tillväxt. Konkurrensen om närsalter och ljus mellan pelagiska och bentiska alger kan kallas för asymmetrisk. Medan pelagiska alger kan skugga de bentiska algerna genom att fånga upp det tillgängliga ljusflödet från vattenytan till botten, så fångar de bentiska algerna upp närsaltsflödet från sedimentet ut till vattenmassan. De konkurrerar således mot varandra på olika tillvägagångssätt. Konkurrensövertaget av den ena alggruppen över den andra kan skifta under tiden, och framkalla alternativa tillstånd där antingen pelagiska eller bentiska alger dominerar starkt (Fig. 1).

Flera studier har genomförts för att undersöka vilka processer som styr grunda sjöars växlingar mellan stadier av klart vatten, låga färgtal och högt siktdjup (där bentiska alger och markofyter når optimala tillväxtförhållanden) och stadier av starkt färgat vatten, hög koncentration av närsalter och lågt siktdjup som följd av hög tillväxt av fytoplankton och pelagiska alger (se Scheffer m.fl., 1993; Scheffer, 1998). Många av dessa studier har haft fokus på kransalger, en alldeles särskild grupp av undervattensvegetationen i grunda sjöar (se bland annat Klosowski m.fl., 2006; Blindow m.fl., 2002). Av över 400 arter kransalger i världen, påträffas 34 av dessa i Sverige (Johansson och Snoeijs, 2002; Blindow m.fl., 2007). De minsta är bara någon centimeter medan andra kan bli närmare två meter. Kransalger återfinns i vitt skilda livsmiljöer. Förutom känslighet för övergödning skiljer sig olika kransalgarter sinsemellan vad gäller spridningsätt, konkurrenskraft och salthaltstolerans – flertalet kransalger har sin största utbredning i bräckvatten (Naturvårdsverket, 2009). I sötvatten finns de i olika typer av sjöar, i rinnande vatten samt i småvatten.

Kransalger av släktet *Chara* (Sträfsö-arter) har en unik förmåga att tillväxa genom att utnyttja löst karbonat i den fria vattenmassan för kolupptag (Johansson och Snoeijs, 2002). Konkurrensfördelen med denna möjlighet till kolupptag blir ännu större när avrinningsområdet är kalkrikt och har stor bufferkapacitet; koldioxidhalten kommer att vara låg i det vatten som tillrinner sjön, medan kalcium- och vätekarbonatjoner finns i stor



Figur 1. Konceptuell figur som visar hur den kritiska nivån för kransalgers utbredning varierar som en funktion av näring och grumlighet i en sjö med bottenvegetation (beldragen linje) och i en sjö utan bottenvegetation (streckad linje), fritt efter Scheffer (1998) och Odelberg (2013). När grumligheten i en kransalgssjö (Chara-sjö, A) är under den kritiska nivån kommer tillräckligt med ljus ner till botten där kransalgerna växer. Om grumlighet ökar som följd av tillväxt av pelagiska alger kommer kransalgerna att försvinna om den kritiska gränsen passeras, eftersom ljuset absorberas i den övre vattenmassan (epilimnion, se eutrofsjö: B). Sjön kan förlora all bottenvegetation (se pil 1). Koncentrationen av närsalter måste därefter minska till lägre nivåer än vid kransalgernas försvinnande, för att de åter ska kunna kolonisera sjön (se pil 2).

kvantitet. Processen som sker i anslutning till växtdelarna av *Chara* resulterar i att kalcium och vätekarbonat bildar en pålagring av kalk, som är mer svårlöst än den ursprungliga formen från landmiljön – kransalgerna bidrar således till att kalk lagras in i sedimenten. I kransalgssjöar minskar därför halten av kalciumjoner under juni–augusti, som en följd av fotosyntesen hos kransalgerna (McConnaughey m.fl., 1994).

Gemensamt för samtliga kransalger är att växternas rotsystem binder sedimenten, vilket effektivt förhindrar att lösta näringsämnen virvlar upp till den fria vattenmassan som följd av vågrörelser eller omrörning i sedimentet av bottenlevande fiskar eller annan fauna (s.k. bioturbation). Lägre koncentrationer av näringsämnen i den fria vattenmassan betyder att tillväxten av pelagiska alger begränsas och ett gott siktdjup kan bibehållas. Vissa kransalgers tillväxtform i täta mattor ger också skydd åt zooplankton, som annars riskerar predation av fisk. Detta medför att zooplankton kan bibehålla ett predationstryck på fotosyntetiserande pelagiska alger, och alltså indirekt leda till ett högre siktdjup (även om processens betydelse i förhållande till andra processer är svårt att kvantifiera, se Blindow m. fl., 2002). I kalkblekesjöar där ett överskott av kalcium och karbonatjoner finns samtidigt som ett högt pH råder ($\text{pH} \geq 8$), kan kalciumkarbonat (kalk) binda och co-sedimentera med fosfater i den fria vattenmassan. Reaktionen bildar mineralet apa-

tit, $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3[\text{F}, \text{OH}, \text{Cl}]$. Apatitbunden fosfor betraktas allmänt som olöslig – sedimenteringen fungerar som fosforsänka. Även enklare former av kalciumfosfater kan dock fällas ut, och beroende på pH i sedimentet kommer lösligheten av kalcium och fosfat att variera. Vid något lägre pH (7–8) uppträder kalciumfosfat i enklare former än apatit, och fosfatet är därmed mer lösligt.

Även andra indirekta effekter av kransalger har studerats; sjöbotten som koloniserats av kransalger har ofta en god syretillgång som följd av växternas fotosyntes, vilket medför minskad risk för fosfatutlakning om en stor del fosfor är bunden till järnhydroxid- och aluminiumhydroxidkomplex (Kufel och Kufel, 2002). Syrgasfria förhållanden ger fosfatutlösning genom att de komplexbindande jonerna Fe^{3+} och Al^{3+} reduceras till de ej fosforbindande Fe^{2+} och Al^{2+} . Den organiskt bundna fosfor, det vill säga fosfor i dött organiskt material (detritus), blir tillgänglig i och med nedbrytning. För organisk fosfor med ursprung i sjöproducerat material kan frisättningen vara relativt snabb, i jämförelse med organisk fosfor med ursprung från landmiljön.

Dagvattenhantering vid Lillsjön

Lillsjön är ett populärt grönområde och en uppskattad badplats i utkanten av centrala Östersund (Fig. 2). Sjön upptar en yta av ca 20 hektar, har ett medeldjup av



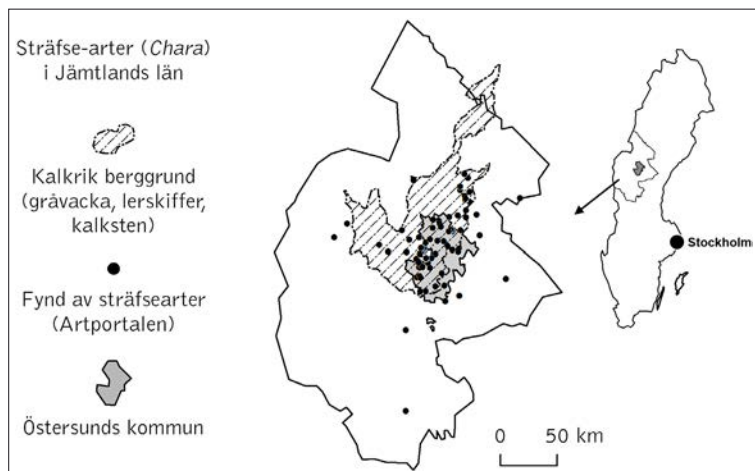
Figur 2. Dagvatten från Odenskogs handels- och industriområde (markerat område) avrinner genom utjämningsmagasin och miljödamm till Lillsjön (utloppet i Lillsjön är provtagningspunkt P1). Det uppskattas att 25 % av dagvattnet leds till Lillsjön och 75 % via dagvattenledningar till Storsjön. Smältvatten från snötippen genomgår rening i smältvattendamm (P6) samt översilar ett mindre våtmarksområde i anslutning till sjön. Överbäcken (P3) är det största biflödet till sjön, och Odensalabäcken (P4) är sjöns utlopp till Storsjön.

2,4 m och en total volym av ca 0,5 Mm³. Vattenföring genom Lillsjön beräknas till 2,9 Mm³ år⁻¹, vilket ger en medelomsättningstid av drygt 60 dygn. Lillsjön är en s.k. kalkblekesjö som hyser rödlistade och nationellt skyddsvärda kransalger inom släktet *Sträfe* (*Chara*) (Bengtsson och Hedman, 2009). Artfynden är ovanliga i Sverige men tämligen vanligt förekommande i Jämtland och Östersunds kommun (Blindow och Langangen, 1995), (Fig. 3).

Flertalet av kransalgerna är hotade i Sverige som följd av förändrad markanvändning och eutrofiering i slättsjöar (Blindow, 1998). För Lillsjöns del har omfattande förändringar ägt rum i avrinningsområdet de senaste 60 åren. På 1950-talet uppmärksammades att badvattenkvaliteten i sjön var dålig och att höga halter bakterier tillfördes sjön efter regn. Avloppspåverkat vatten från omkringliggande exploateringsområden pekades ut som källan till problemet. Det skulle dock dröja till 1960-talet tills ett fungerande avloppsnät

byggdes ut. Under 1960- och 1970-talet tillkom bostadsområden i sjöns avrinningsområde, bland annat längs sjöns största tillflöde Överbäcken. Farhågor om att dessa kunde påverka grundvattentillförseln lyftes fram. Utredningar om Lillsjön pekade på att grundvatteninströmningen till sjön var betydande, något som förklarade en hög alkalinitet och konduktivitet i sjön. Östersunds största snötipp har också varit placerad i sjöns direkta närhet; först vid Hagvägen i Odenskog och sedan 1985–86 vid dess nuvarande plats direkt väster om sjön. Dagvatten från Odenskog och snötippen avleddes förbi Lillsjön via dagvattenledningar direkt till Storsjön vid slutet av 1970-talet (efter 1976 men före 1978) efter att utredningar pekat på stor belastning av fosfor och bly till Lillsjön. Sedan år 2003 är Lillsjön återigen recipient för en del av dagvattnet från Odenskog och allt smältvatten från snötippen. Sjöns vattenyta höjdes i början av 2000-talet i och med ett nytt utskov vid utloppet.

Figur 3. Fynd av sträfsarter (arter av släktet *Chara*) i Jämtlands län registrerade i Artportalen (Artdatabanken, 2013). 67 av totalt 138 registrerade fynd återfinns i Östersunds kommun. Arter representerade i Östersunds kommun är bortssträfs, gråsträfs, mellansträfs, rödsträfs, skägsträfs, spretssträfs och taggsträfs. Fynden är gjorda i områden med kalkrik berggrund (förenklat från SGU, 2013).



Metod

Ytvattenanalyser i Lillsjöns avrinningsområde

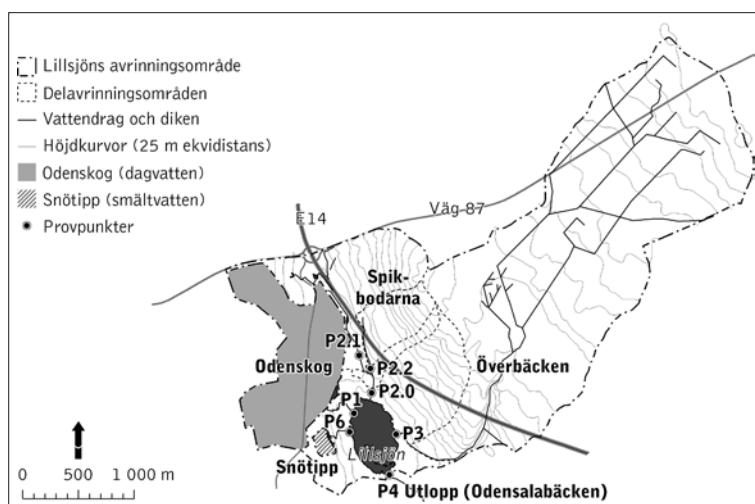
Provtagning av vatten genomfördes som ofiltrerade punktprovtagningar, se punkt P1–P6 (Fig. 4). De valda provtagningslokalerna representerar olika delavrinningsområden till Lillsjön. Delavrinningsområdena är i varierande grad påverkade av olika typer av markanvändning. Vattenproverna förvarades mörkt och svalt för vidaretransport till laboratorium för standardiserade analyser av bl.a. Tot-P, pH, färgtal, kalcium och metaller. Provtillfällena var spridda över året för att erhålla värden under ett hydrologiskt år (21/2, 21/3, 24/4, 23/5, 20/6 samt 30/8 år 2012) med undantag för provtagning i september (19/9) som utfördes år 2013. Endast en punkt vid ett tillfälle uppvisade inget rinnande vatten (provpunkt

P6 snötippen under februari 2012). Siktdjup, syrehalt och temperatur uppmättes på olika djup i Lillsjön *in situ* med secchi-skiva och portabel syremätare.

Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning utfördes med HTH-provtagare (modifierad kajakprovtagare) efter att ackumulationsbotten identifierats med hjälp av ekolodning. I Lillsjön togs två sedimentproppar som delades upp i skikten 0–3, 3–6, 6–9 samt 9–12 cm. Sedimentproverna förvarades mörkt och svalt för vidaretransport till laboratorium där ICP-AES analyser genomfördes. ICP-AES (*Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy*) är en s.k. optisk emissionsspektrometri med multielementteknik, det vill säga att flera ämnen kan identifieras sam-

Figur 4. Provtagningslokaler och delavrinningsområden inom Lillsjöns avrinningsområde. Lillsjöns avrinningsområde omfattar ca 840 ha. Ca 10 % av området (dagvatten från Odenskog) avrinner inte till Lillsjön under högflödesperioden, då dagvatten leds i ledningar direkt till Storsjön. Även när dagvatten leds till Lillsjön avgår uppskattningsvis 75 % av flödet till Storsjön.



Tabell 1. Beräknad och uppmätt data av sjömorfologi och avrinningsområden för Lillsjön, Myckeltjärn och Rannåstjärn. Ytor och sjövolym beräknade i ArcGIS. Vattenföring beräknad utifrån avrinningsområdenas storlek i förhållande till modellområden i S-HYPE (SMHI, 2013).

	Sjödata				Avrinningsområden		
	Yta (ha)	Volym (m ³)	Djup (m) med. [max]	Omsättning (dagar)	Yta (ha)	Vattenföring (Mm ³ år ⁻¹)	m.ö.h min [max]
Lillsjön	20,3	494 000	2,4 [7,8]	61	840	2,9	330 [445]
Myckeltjärn	32,9	310 000	0,9 [6,5]	74	485	1,5	274 [420]
Rannåstjärn	3,3	10 000	0,3 [0,8]	2	635	2,2	325 [440]

tidigt. Tekniken utgår från att grundämnen som hettas upp ger ifrån sig ljus av specifika våglängder.

Två referenssjöar valdes ut för att jämföra Lillsjöns sediment – Myckeltjärn och Rannåstjärn. Sjöarna är precis som Lillsjön välutvecklade kalkblekesjöar, hyser samma kransalgsarter som i Lillsjön samt ligger inom Östersunds kommun, se tabell 1 och Fig. 5. Myckeltjärn och Rannåstjärn har nästan opåverkade avrinningsområden som är jämförbara med Lillsjöns delavrinningsområde P3. För att ytterligare jämföra uppmätta metallhalter i sediment presenteras data från referenssjöar som ingår i Sveriges Lantbruksuniversitets miljöövervakning (SLU, 2013). Referenssjöarna är 7 till antalet och spridda över Jämtland.

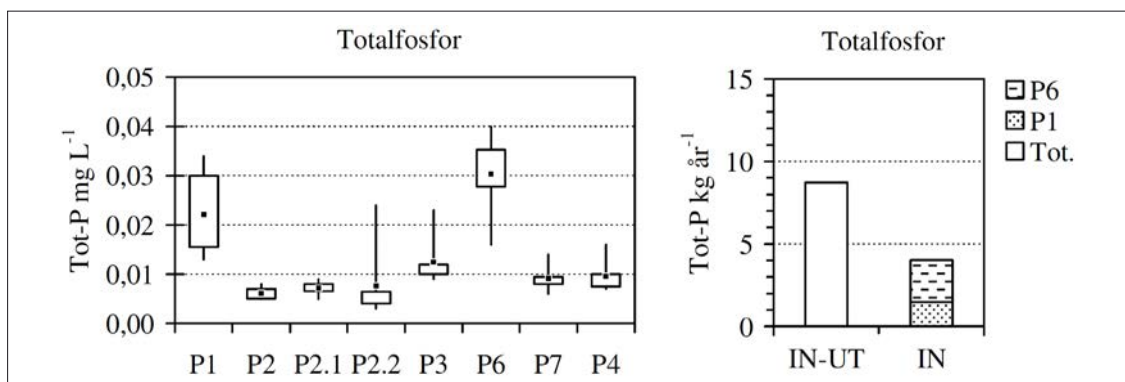
Kartanalys och vattenföringsmodell

Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut tillhandahåller modellerad data av vattenföring i vattendrag genom portalen VattenWeb (SMHI, 2013a). Modellen

som används (S-HYPE, *Hydrological Predictions for the Environment*) har applicerats på samtliga svenska vattenförekomster definierade i Svenskt Vattenarkiv (SMHI, 2013b). Storleken på delavrinningsområdena i modellen varierar mellan under 1 km² och över 1000 km², och totalt finns 17 313 vattenförekomster i modellen. En av dessa vattenförekomster är Odensalabäcken med utlopp i Storsjön, vars avrinningsområde i S-HYPE beräknas vara 1187 hektar (11,8 km²). För att avgränsa området till Lillsjöns avrinningsområde har kartanalyser i ArcGIS (ESRI, 2013) utförts, där höjddata från fastighetskartan legat till grund för avgränsningen. Ekvidistansen mellan höjdkurvor i fastighetskartan är 25 meter. Mindre avvikelser från höjdkurvor har tillåtits där vägar och avskärande diken kan uppfattas på flygfoton. Delavrinningsområdenas flöden har därefter beräknats utifrån dess storlek i förhållande till Odensalabäcken. Vattenföringen genom Lillsjöns utlopp beräknas uppgå till 71 % av modellerad vattenföring för Odensalabäckens utlopp i Storsjön. Alla delavrinningsområden



Figur 5. Rannåstjärn, Lillsjön och Myckeltjärn med respektive avrinningsområden. P1 är delavrinningsområde Odenskog som avleder dagvatten till Lillsjön (förutom vårflödestopp). P2 motsvarar området kring Spikbodarna (delområde P2.1 och P2.2). P3 motsvarar Överbäckens delavrinningsområde. P6 är det huvudsakliga upptagningsområdet för snötippen i centrala Östersund. Myckeltjärn återfinns ca 22 km nordost om Östersund.



Figur 6. Höger: Totalfosforhalter i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), koncentration i Lillsjöns ytvatten (P7) samt i sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Snötippen (P6) och miljödammen (P1) uppvisar de högsta fosforhalterna. Vänster: Fosforbudget för Lillsjön visar att totalt 9 kg totalfosfor lagras i sjön under året, vilket motsvarar ca 25 % av total inkommande mängd. Miljödammen och snötippen står för knappt hälften av totalt överskott.

inom Lillsjöns avrinningsområde (P1–P6) har på detta sätt antagits bidra proportionerligt till total vattenföring utifrån delområdenas respektive yta.

Vattenföringsmodellen har modifierats utifrån att dagvatten från Odenskog avleds direkt mot Storsjön under den mest intensiva snösmältperioden (år 2012 mellan 4:e februari till 27:e mars) och således ej avrinner mot Lillsjön. Även när dagvatten leds till Lillsjön finns ett avskiljande steg (efter utjämningsmagasinet) där en del av dagvattnet fortfarande leds via dagvattennätet till Storsjön. Hur stor del som går till Lillsjön respektive dagvattennätet är okänt. Anläggningsansvariga Teknisk förvaltning uppger att en konservativ gissning är att flödet till Lillsjön bara motsvarar 25 % av allt dagvatten genom utjämningsmagasinet. I brist på andra uppgifter används den uppskattningen.

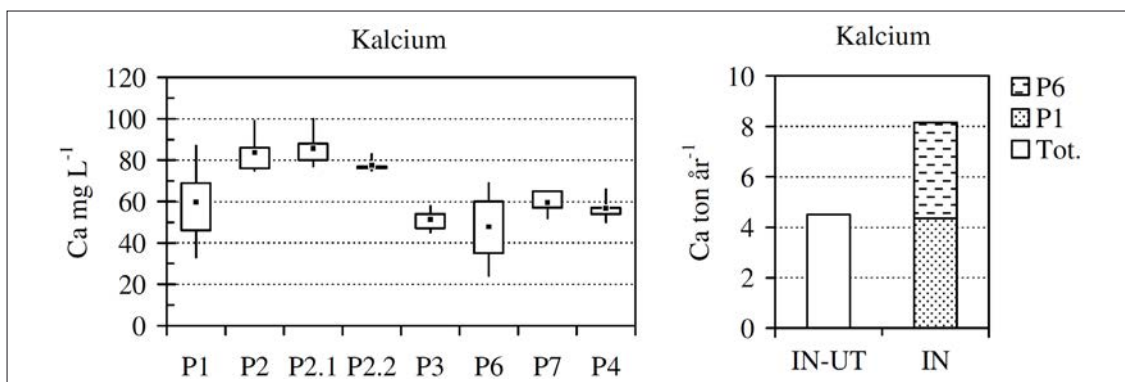
Vidare har smältvatten från snötippen kvantifierats utifrån antalet registrerade lastbilar som lämnat snö på tippen under vinterhalvåret 2011–2012. Vinterhalvåret 2011–2012 var en mycket snörik vinter – ca 30 % mer än vid jämförelse för medelvärdet av föregående 5 år. Volymen snö beräknas till ca 400 000 m³, vilket bedöms motsvara ca 80 000 m³ vatten. Vid sidan av den deponerade snön tillkommer vattenavrinning på grund av nederbörd över snötippsområdena, som beräknas till ca 10 000 m³ vatten för helåret 2012 utifrån snötippens area och »grundmodellen» för Odensalabäcken. Avsmältningen i snötippen sker i en långsammare takt än i naturen, något som påvisas av att snö fanns kvar i tippen i september månad 2012. Merparten av snön uppskattas smälta och avrinna under perioden april till juni, med en betydligt långsammare avsmältningstakt än för natursnö i det övriga avrinningsområdet.

Resultat

Massbalans av fosfor, kalcium och järn

Den totala in-transporten av totalfosfor (Tot-P) till Lillsjön beräknas uppgå till drygt 35 kg det undersökta året. Ut-transporten genom utloppet Odensalabäcken beräknas samtidigt uppgå till knappt 27 kg. Detta medför att det föreligger en positiv totalfosforbudget för Lillsjöns del, och att ca 9 kg totalfosfor lagras i sjön under året, via upptag i biota och sedimentering (Fig. 6). Överskottet av totalfosfor uppgår till ca 25 % av total inkommande mängd. Dagvatten från Odenskog och smältvatten från snötippen (provpunkt P1 respektive P6) beräknas bidra med ca 4 kg totalfosfor per år. Utan dessa bidrag hade alltså överskottet varit 5 kg Tot-P år⁻¹. Av den totala ackumuleringen fosfor så utgör organiskt bunden fosfor (Org-P) ca 70 %. Organisk fosfor ackumuleras framförallt under hösten. För oorganisk fosfor (fosfat, PO₄-P) är miljödammen och snötippen de enda tillflödena med koncentrationer över detektionsgräns. Eftersom utloppet i Odensalabäcken inte uppvisar fosfatfosfor över detektionsgräns har all in-transporterad fosfat konsumerats och ackumulerats i sjön. Den totala ackumuleringen beräknas till ca 1,75 kg fosfatfosfor under året.

Koncentrationen av kalcium i Lillsjöns tillflöden varierar mellan ca 40 till 80 mg L⁻¹. Högsta kalciumhalt uppmättes i biflöden från områdena Spikbodarna och Lillänge (P2.1 och P2.2) (Fig. 7). Största källan till kalcium i Lillsjön är Överbäcken (P3) med en beräknad transport av ca 100 ton kalcium under året. Totalt beräknas kalciumbudgeten vara i balans, där in-transport av ämnet i huvudsak motsvaras av ut-transporterad mängd (179,5 respektive 175 ton vilket ger ett överskott



Figur 7. Höger: Kalciumhalter i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), koncentration i Lillsjöns ytvatten (P7) samt vid sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Bäck från Spikbodarna (P2.1) uppvisar högsta kalciumhalter. Vänster: Totalt beräknas överskottet av kalcium till 4,5 ton under året. Överskottet motsvarar dock endast 3 % av beräknad inkommande mängd.

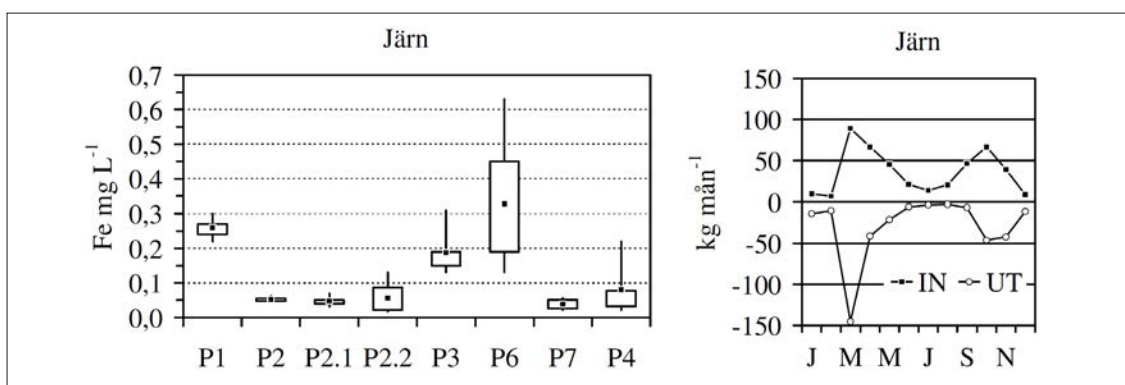
av ca 4,5 ton under året). Miljödammen och smältvatten från snötippen bidrar med drygt 8 ton kalcium under året.

Smältvatten från snötippen (P6) och miljödammen (P1) uppvisar de högsta årsmedelhalterna järn i tillrinande vattendrag, ca 0,32 respektive 0,26 mg L⁻¹. Lillsjöns ytvatten uppnår tillfälligtvis i maj 0,056 mg L⁻¹, vilket är en fördubbling från föregående mätning i april. Total beräknas ca 433 kg transporteras via vattendragen till Lillsjön, samt 350 kg ut via Odensalabäcken. Det ger att ca 83 kg järn ackumuleras i sjön under året. Ett underskott uppträder i maj, då 150 kg transporteras ut men endast 100 kg transporteras in. Miljödammen och snötippen står för ca 60 kg av total in-transporterad mängd järn (Fig. 8).

Färgtal, turbiditet och TOC

Av inkommande vattendrag uppvisar Överbäcken (P3) högst färgtal (Fig. 9). Under perioden maj–oktober uppvisar bäcken i medeltal 140 mg Pt L⁻¹ vilket klassas som ett *starkt färgat* vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999). Smältvattnet från snötippen (P6) uppnår säsongsmedelvärdet (maj–oktober) 70 mg Pt L⁻¹ och miljödammen (P1) 67,5 mg Pt L⁻¹ vilket klassas som ett *betydligt färgat* vatten. Lillsjöns ytvatten och Odensalabäcken uppvisar under samma period ett *måttligt färgat* vatten (58 respektive 55 mg Pt L⁻¹).

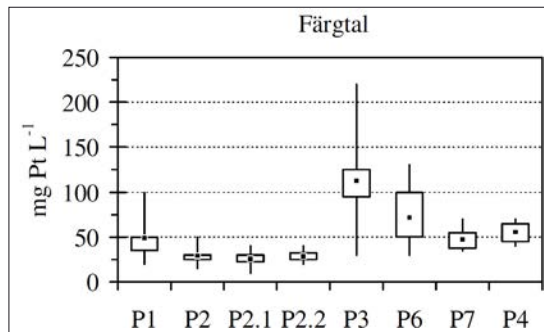
Två tillflöden till Lillsjön avviker från de övriga i fråga om turbiditet; miljödammen (P1) och smältvatten från snötippen (P6) uppvisar som medelvärde ca 10 gånger



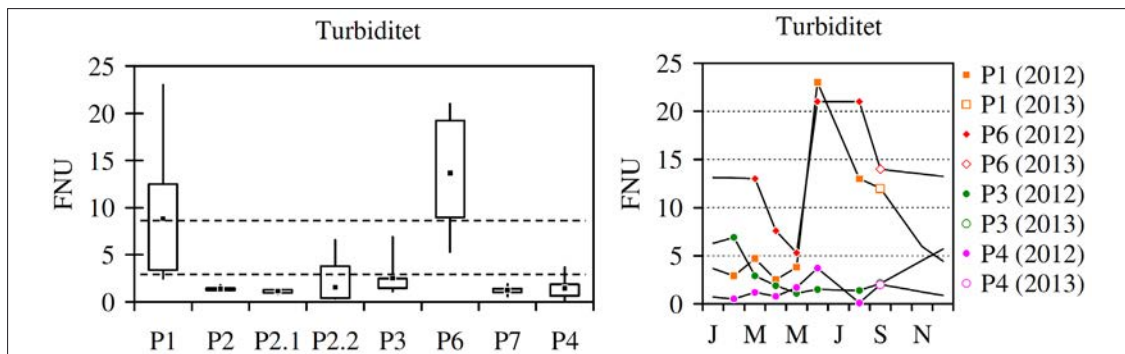
Figur 8. Vänster: Järnhalt (mg L⁻¹) i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), koncentration i Lillsjöns ytvatten (P7) samt vid sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Smältvatten (P6) uppnår högst järnhalt. Höger: Totalt beräknas överskottet av järn till ca 83 kg under året. Överskottet motsvarar ca 19 % av inkommande mängd (ca 433 kg). Ett kraftigt underskott inträffar i maj då 150 kg transporteras ut och knappt 100 kg transporteras in till Lillsjön.

högre FNU-enheter än övriga tillflöden (Fig. 10). Dagvattnet och smältvattnet är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder *starkt grumligt vatten*, i jämförelse med exempelvis Överbäckens (P3) vatten som klassas *måttligt* till *svagt grumligt*. Turbiditet i vatten från miljödammen och snötippen minskar något i början av smältningsperioden, för att sedan i juni månad kraftigt öka i grumlighet. Överbäckens grumlighet är tvärtom som lägst under sommarhalvåret.

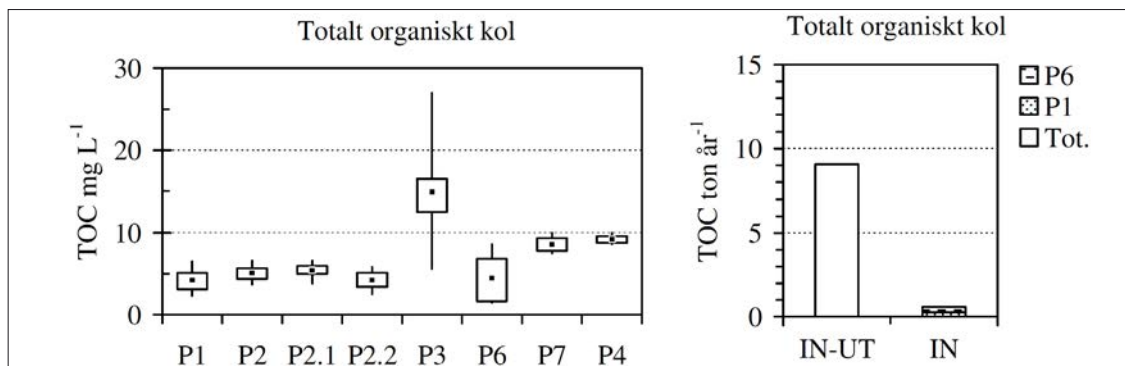
Totalt organiskt kol uppträder i relativt låga halter i de flesta vattendragen, med högst halt i Överbäcken (P3, årsmedel ca 15 mg L⁻¹). Totalt beräknas Lillsjön belastas med ca 35 ton TOC under året (Fig. 11). Avgången beräknas till 26 ton, vilket ger ett överskott av ca 9 ton (motsvarande ca 26 % av inkommande mängd). Överbäcken står för drygt 80 % av all in-transporterad TOC till Lillsjön.



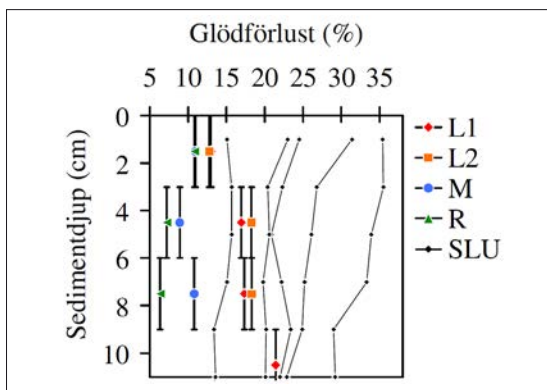
Figur 9. Färgtal (mg Pt L⁻¹) i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), i Lillsjöns ytvatten (P7) samt i sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Överbäckens vatten uppvisar högsta uppmätta färgtalet (220 mg Pt).



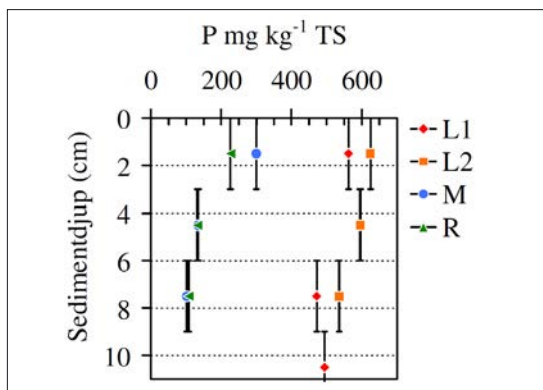
Figur 10. Vänster: Turbiditet (FNU-enheter) i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), halt i Lillsjöns ytvatten (P7) samt vid sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Smältvatten från snötippen (P6) och miljödammen (P1) uppvisar högst grumlighet, i medel över 7 FNU-enheter vilket klassas som *starkt grumligt vatten* enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (se övre streckad linje). Övriga tillflöden är i medel under 2,5 enheter (se nedre streckad linje), vilket klassas som *måttligt grumligt* (1,0–2,5 FNU) eller *svagt grumligt vatten* (0,5–1,0 FNU). Höger: Turbiditet i P1 (■), P6 (●), P3 (●) och P4 (●) år 2012 (september 2013). Turbiditet i vatten från miljödammen och snötippen stiger kraftigt i juni.



Figur 11. Vänster: Koncentration av totalt organiskt kol (TOC) i inkommande vatten till Lillsjön (P1–P6), koncentration i Lillsjöns ytvatten (P7) samt vid sjöns utlopp i Odensalabäcken (P4). Box anger 25:e–75:e percentilen, linje anger uppmätta max- respektive minvärden och punkt anger medelvärde. Överbäcken (P3) uppvisar högsta TOC-halter. Höger: Totalt beräknas överskottet av TOC till ca 9 ton under året. Överskottet motsvarar ca 26 % av inkommande mängd.



Figur 12. Halten organiskt material i sediment (glödförlust) i Rannåstjärn (R), Myckeltjärn (M) och Lillsjön (L1 och L2) samt data från referenssjöar i Jämtland (SLU, Institutionen för vatten och miljö). Lillsjön har nästan dubbelt så stor andel organiskt material vid sedimentskiktet 6–9 cm i jämförelse med Myckeltjärn och Rannåstjärn.



Figur 13. Fosfor ($\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$) i sediment från Rannåstjärn (R), Myckeltjärn (M) och Lillsjön (L1 och L2). Lillsjön har mer än dubbelt så mycket fosfor i hela sedimentprofilen än Rannåstjärn och Myckeltjärn. Rannåstjärn och Myckeltjärn uppvisar mycket lika förhållanden i sedimentskikten 6–9 cm och 3–6 cm.

Organisk halt och vattenhalt i sediment

Glödförlust ger svar på hur stor andel av sedimentet som utgörs av organiskt respektive minerogent material. I det ytligaste sedimentskiktet (0–3 cm) är den organiska halten i Lillsjön och referenssjöarna Myckeltjärn och Rannåstjärn i princip samma; ca 13 % respektive 11 %. Lillsjön har i förhållande till referenssjöarna en högre halt organiskt material längre ner i sedimentet. Den organiska halten i Lillsjöns sediment ökar med djupare sedimentskikt och uppgår till 17 % vid sedimentdjupet 6–9 cm – högre än Myckeltjärn och Rannåstjärn som uppvisar ca 6 % respektive 11 % organisk halt vid samma skikt. Myckeltjärn och Rannåstjärn, samt de flesta av SLU:s referenssjöar i Jämtland, uppvisar tvärt emot Lillsjön en ökad halt organiskt material närmare sedimentytan (Fig. 12). Vattenhalten i Lillsjöns sediment är jämförbar med Myckeltjärn och uppgår till ca 80 % genom hela sedimentprofilen. Rannåstjärn uppvisar en betydligt lägre vattenhalt från sedimentskiktet 3–6 cm och djupare.

Fosfor, kalcium och järn i sediment

Lillsjön har betydligt mer fosfor lagrad i sedimentet än referenssjöarna Myckeltjärn och Rannåstjärn (Fig. 13). Halten fosfor uppgår till ca 600 mg fosfor per kilo torrsubstans vid sedimentytan i Lillsjön, samtidigt som koncentrationen i Myckeltjärn och Rannåstjärn uppgår till ca 100 mg vid sedimentskiktet 6–9 cm och ca 250 mg vid det ytligaste sedimentskiktet (0–3 cm). Halten fosfor är hög genom hela sedimentprofilen i Lillsjön, med en svag ökning från djupare till ytligare sedimentskikt. Det före-

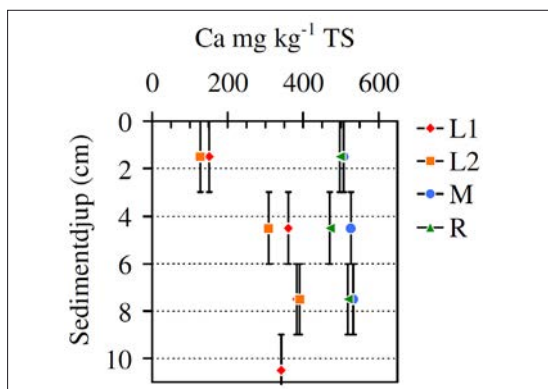
ligger ingen statistiskt signifikant skillnad mellan Myckeltjärn och Rannåstjärn vad gäller fosforhalt i sediment.

Kalciumhalten är betydligt mindre i Lillsjöns översta sedimentskikt än i Rannåstjärn och Myckeltjärn (Fig. 14). I Lillsjön ökar kalciumhalten med ökat sedimentdjup, och når vid skikt 6–9 cm en halt som påminner om Myckeltjärn och Rannåstjärn (ca 400 $\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$). Det finns linjära, negativa, samband mellan kalciumhalt i sediment och vattendjup i Myckeltjärn och Lillsjön ($R^2 = 0.54$ respektive $R^2 = 0.56$). Sambanden uppvisar dock svag signifikans, $p = 0.15$. Sambandet indikerar att halten kalcium minskar vid ökat djup i båda sjöarna och fastläggningen av kalcium är högre i de grundare delarna av sjöbotten.

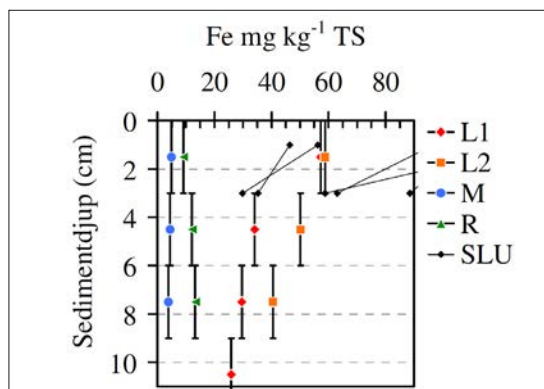
Järnhalten ökar från djupare till ytligare sediment genom hela profilen i Lillsjön (Fig. 15). Vid det översta skiktet uppgår järnhalten till ca 60 $\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$, betydligt mer än i jämförelse med Myckeltjärn (5 $\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$) och Rannåstjärn (9 $\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$). De flesta av SLU:s referenssjöar i Jämtland uppvisar högre halt järn än Lillsjön.

Jämförelse med tidigare undersökningsinsatser

I rapporten *Lillsjön – nuvarande föroreningsituation och en prognos för framtiden* (Jonsson och Rydén, 1976) redovisas resultat från 1976: års undersökning av Lillsjön. En uppföljande undersökningsinsats genomfördes av Länsstyrelsen sommaren 1978 (okänd förf.). Inga väsentliga avvikelser har påträffats när temperatur- och nederbördsförhållanden studerats för undersökningsåren 1976, 1978 och 2012.



Figur 14. Kalcium (mg kg^{-1} TS) i sediment från Rannåstjärn (R), Myckeltjärn (M) och Lillsjön (L1 och L2). Kalciumhalten ökar vid djupare sediment i Lillsjön. Kalciumhalten är oförändrad genom sedimentprofilen i Rannåstjärn och Myckeltjärn.



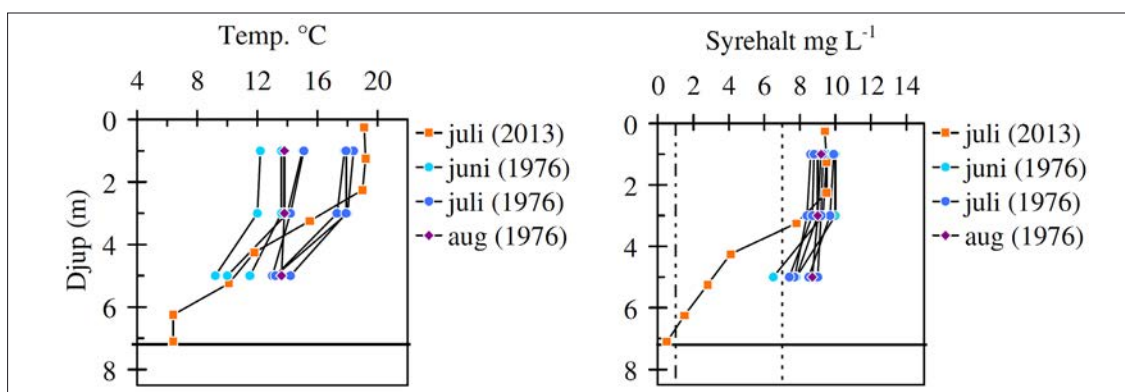
Figur 15. Järn (mg kg^{-1} TS) i sediment från Rannåstjärn (R), Myckeltjärn (M) och Lillsjön (L1 och L2). Järnhalten ökar genom hela sedimentprofilen i Lillsjön men är mer eller mindre oförändrad i Rannåstjärn och Myckeltjärn.

Jonsson och Rydén (1976) beräknar att 6 kg fosfor tillförs sjön och att 2,5 kg uttransporteras under perioden 20:e juni till 7:e augusti (48 dagar). Det är mer, men ändå påfallande samstämmigt, med denna studies massbalansmodell som visar att 5,1 kg fosfor tillfördes och 2,8 kg bortfördes under perioden juni–augusti (71 dygn). Fastläggningen (retentionen) av fosfor var således dubbelt så hög sommaren 1976 (7,3 g per dygn) gentemot beräknad ackumulering under sommaren 2012 (3,3 g per dygn).

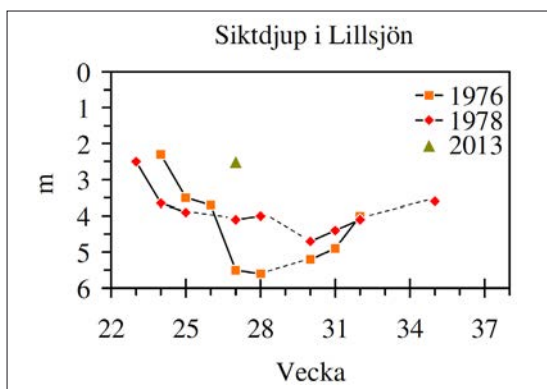
Bortsett från ytvattnet föreligger en stor skillnad i koncentrationen löst syre i vattenmassan mellan undersökningarna 1976, 1978 och 2013 (Fig. 16). Syrehalten

understiger inte $6,5 \text{ mg syre L}^{-1}$ år 1976 på 5 m djup (minimum vecka 26 i juni), samtidigt som syrehalten i juli 2013 på samma djup är $2,8 \text{ mg L}^{-1}$. Syrehalten vid botten är $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ i juli 2013, i princip syrefritt. Det förefaller osannolikt att det någon gång under mätssåsongen 1976 inföll syrefria förhållanden i det botten nära vattnet i Lillsjön. Jonsson och Rydén (1976) beskriver att »syrehalten i sjön är god och tidigare undersökningar visar att det även under isperioden finns god tillgång på syre». Syrefria förhållanden vid botten inträffar dock under mätningen år 1978.

Jonsson och Rydén (1976) uppmätte ett siktdjup i Lillsjön av 5,6 meter i juli. Under samma månad år 2013



Figur 16. Vänster: Temperatur på olika djup i Lillsjön sommaren 1976 (Jonsson och Rydén) och juli 2013. Höger: Syrehalt (mg/l) i Lillsjön på olika djup i Lillsjön sommaren 1976 (Jonsson och Rydén) och juli 2013. Syrgashalten är betydligt lägre på 4 m djup år 2013 i jämförelse med undersökningen år 1976. Det förefaller osannolikt att syrefritt tillstånd rådde vid botten år 1976. Streckade, vågräta linjer visar Naturvårdsverkets klassningsgränser för syrefritt respektive syrerikt vatten.



Figur 17. Sikt djup i Lillsjön år 2013 (v. 27) samt under sommaren 1976 (Jonsson och Rydén) och 1978 (Länsstyrelsen). Sikt djupet var 3 respektive 1,6 meter mindre i juli år 2013 i jämförelse med samma vecka år 1976 och 1978.

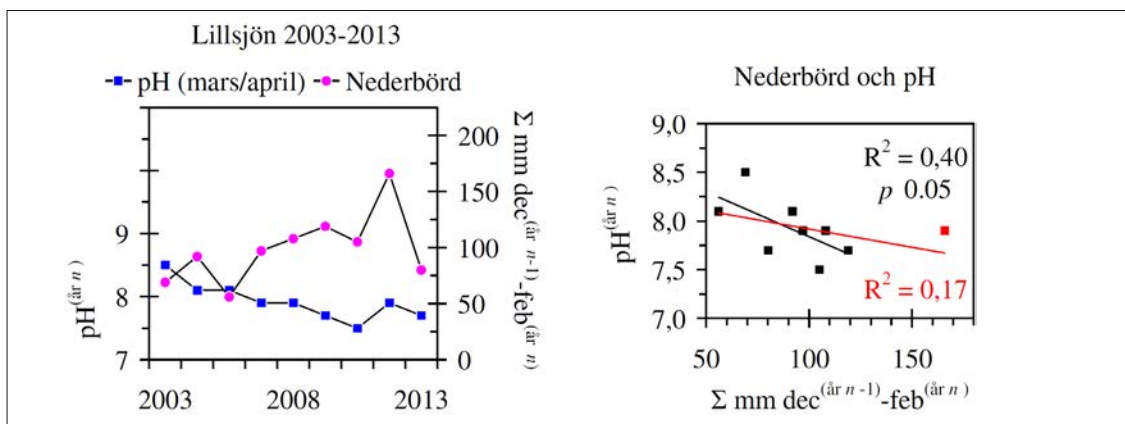
uppmättes sikt djupet till endast 2,5 meter (Fig. 17). Givet den stora osäkerheten i att jämföra dessa två mätvärden mot varandra, antyder det dock att Lillsjöns sikt djup var förhållandevis lågt år 2013. År 1978 var sikt djupet som störst i slutet av juli med 4,7 m. Det kan fastslås att sikt djupet i Lillsjön år 2013 var betydligt lägre än i referenssjön Myckeltjärn vid samma tidpunkt (4,1 meter).

Vid tidigare undersökningar (Månsson, 2011) uppmärksammades ett allt lägre pH i Lillsjöns ytvatten under våren i mars eller april månad de senaste 10 åren (Fig. 18). Tidperioden sammanfaller med den period då

smältvatten från kommunens snötipp återigen började avböras till Lillsjön. Minskningen från år 2003 uppgår till knappt en pH-enhet och är statistiskt signifikant (Mann-Kendall-test, $R^2 = 0.59$, $p = 0.01$). Samtidigt visar mätvärden från höstprovtagning som ägt rum i augusti eller september månad ingen förändring av pH under åren. Vid jämförelse mellan uppmätt pH på våren och den totala nederbörden som fallit under föregående vinterhalvår återfinns ett negativt samband; ju mer nederbörd som fallit under perioden december till februari, desto lägre pH uppträder i Lillsjöns ytvatten vid vårprovtagningen. Sambandet är statistiskt signifikant (linjär korrelation, $R^2 = 0.40$, $p = 0.05$) om mätvärden från undersökningsåret 2012 undantas i korrelationen.

Diskussion

Det råder ett intrikat konkurrensförhållande mellan kransalger och fytoplankton i *Chara*-sjöar. En allmän uppfattning är att koncentrationen av närsalter (framförallt fosfor), färgtal och sikt djup i vattenmassan styr konkurrensförhållandet mellan dessa grupper. Förenklat kan tillgången på fosfor i ytvattnet antingen begränsa eller förstärka produktionen av fytoplankton, som i sin tur försämrar sikt djupet och leder till ett högre färgtal. Klosowski m. fl. (2006) bedömer att kransalger kan överleva i sjöar som under en längre tid får förhöjda värden av fosfat, men troligtvis bara till ett stadie där färgtalet i ytvattnet inte överstiger 20 mg Pt L^{-1} . Lillsjön uppvisar ett betydligt högre färgtal (70 mg Pt L^{-1} i maj



Figur 18. Vänster: pH i Lillsjöns ytvatten under vårprovtagning (mars eller april) samt summan av nederbörden under perioden december (föregående år) till februari (mätåret) mellan åren 2003–2013. Höger: Linjär korrelation mellan pH under vårprovtagning och summan av nederbörden under perioden december (föregående år, $n-1$) till februari (mätåret n). Det föreligger ett statistiskt signifikant negativt samband (linjär korrelation, $R^2 = 0.40$, $p < 0.05$) mellan nederbörd under dec–feb och pH under våren; ju mer nederbörd desto lägre pH. Signifikansen försvinner om mätvärden från år 2012 (röd box) ingår i sambandet. Nederbördsdata från SMHI (2013c).

2013). När Odelberg (2013) uppmätte färgtal i 9 kranialgssjöar i Jämtland låg medelvärde på ca 14 mg Pt L⁻¹ samtidigt som Lillsjön uppvisade 35–60 mg Pt L⁻¹. För uppmätta värden år 2012, med tillägg av mätning i september 2013, föreligger ett statistiskt signifikant samband mellan totalfosforhalt och färgtal i Lillsjöns ytvatten (linjär regression, $R^2 = 0,62$, $p < 0,03$). Att begränsa tillförseln av fosfor till Lillsjön bör således vara en prioriterad åtgärd för att åstadkomma ett lägre färgtal och bättre siktdjup, även om belastningen av fosfor är avsevärt lägre idag än för 40 år sedan. Av samtliga undersökta vattendrag till Lillsjön påträffas växttillgängligt fosfat endast i dagvatten och smältvatten från snötippen. Förutom att utgöra externa källor till växttillgängligt fosfat, kan dagens utsläpp av dag- och smältvatten även påverka den interna belastningen av sedimenterad, äldre fosforbelastning.

Föroreningshistorik utifrån sedimentanalyser

Fosfor i sediment kan delas upp i olika fosforfraktioner. Den rörliga andelen fosfor i sedimenten finns i de tre fosforfraktionerna löst bunden fosfor, järnbunden fosfor och organiskt bunden fosfor (Rydin m.fl., 2000). Dessa fosforfraktioner samt den totala mängden fosfor kommer normalt att minska i koncentration med ökat sedimentdjup, vilket indikerar att fraktionerna frigörs till vattnet nära sedimentytan men att fosforhalten stabiliseras vid en lägre halt då fosforfrigörelsen upphört och enbart inerta fosforformer finns kvar (exempelvis fosfor bundet i mineralet apatit). Detta mönster kan påvisas i referenssjöarna Myckeltjärn och Rannåstjärn där en stabil, lägre nivå av totalfosfor påträffas vid sedimentskiktet som motsvarar 3–6 cm sedimentdjup. Totalfosforhalten i skikten 3–6 och 6–9 cm i Myckeltjärn och Rannåstjärnens sediment är ca 100 mg per kilo torrsustans, vilket är en vanligt halt med vilken fosfor begravs i sjöars ackumulationssediment (Håkansson, 2003). I Lillsjöns sediment är totalfosforhalten fem gånger så stor i samma skikt (ca 500 mg kg⁻¹ TS), och en svag minskning av totalfosfor antyds först mellan sedimentskiktet 3–6 och 6–9 cm. Detta indikerar – förutom en högre sedimentationstakt i Lillsjön än i de två övriga sjöarna – att en väsentlig del av fosfor i Lillsjöns sediment fortfarande kan frigöras.

Samtidigt som totalfosforhalten är mer eller mindre oförändrad från djupare till yligare sedimentlager i Lillsjön (d.v.s. från äldre till yngre avsättningar), har den organiska andelen *nästan halverats*, kalciumhalten *mer än halverats* och järnhalten *dubblats* under samma period. Detta är kraftigt avvikande från referenssjöarnas sedimentprofiler. En ansats till att beskriva bakomliggande orsaker till haltförändringarna i sedimentet kan

göras, medveten om att sedimentationshastigheten vid sidan av många processer (bioturbation m.m.) är okända faktorer. Att den organiska andelen av sedimentet sjunkit från ca 22 % till ca 13 % mellan sedimentskikt 9–12 och 0–3 cm, förklaras sannolikt av att sedimentets andel av minerogent material (grus-, sand- och lerpartiklar) från dag- och smältvatten har ökat. Den minskade organiska andelen bedöms alltså inte vara en återspeglning av mindre primär produktion i sjön eller minskad införsel av organiskt material från avrinningsområdet. Eftersom syrebrist råder vid sjöbotten, bedöms minskningen inte heller vara ett resultat av ökad nedbrytning.

Vad gäller kalcium antyder den beräknade massbalansen att lika mycket kalcium tillförs Lillsjön som avrinner under ett år. Eftersom kalciumhalten ökar med ökat sedimentdjup, har fastläggningen av kalcium varit betydligt större längre bak i tiden. I kalkblekesjöar finns normalt ett överskottsfföråd av kalcium, som under sommarhalvåret minskar till följd av kranialgernas speciella bildning av kalciumkarbonat i samband med växternas fotosyntes. När högt pH råder kan kalciumkarbonat även reagera med fosfat i den fria vattenmassan, med resultatet att fosfat binds och sedimenterar. Om det förutsetts att införseln av kalcium från avrinningsområdet inte minskat, kan en minskad kalkhalt i sedimentet således teoretiskt återspegla en minskad kalkinlagring som följd av minskad kranialgproduktion i sjön (med underliggande faktorer såsom sämre siktdjup under tillväxtsång – något som indikeras vid jämförelse med 1976 och 1978 års studier), eller en minskad sedimentering av kalk som följd av att kalciumkarbonat inte längre bildas i samma omfattning som tidigare (på grund av ett lägre pH i vattenmassan under tidsperioden 2003–2013). Minskningen av kalcium i Lillsjöns sediment är dock så pass stor, att det inte kan hållas för osannolikt att tidigare sedimenterat kalcium gått i lösning, och att ämnet på så sätt sköljts ut ur sjön. En sådan utlösning av utfälld kalciumfosfat är möjlig om pH i sedimentets porvatten sjunkit.

Halten järn har ökat markant i Lillsjöns sediment, och utifrån 2012–2013 års undersökning bedöms snötippen utgöra en betydande källa. Eftersom totalfosforhalten mer eller mindre är oförändrad i sedimentet, medan såväl organiskt material som kalcium har minskat, indikerar detta att järnbunden fosfor ökar i omfattning i förhållande till de övriga fosforfraktionerna. Järnbunden fosfor är mer känslig för syrebrist än organiskt bunden fosfor, och går lättare i lösning då syreförhållanden blir sämre. Om slutledningen är rätt, att fosfor i Lillsjöns sediment uppträder i allt högre grad bundet till järnkomplex i stället för kalcium eller organiskt material, föreligger en förhöjd risk för intern fosforbelastning så fort syrebrist uppträder.

Intern belastning av järn

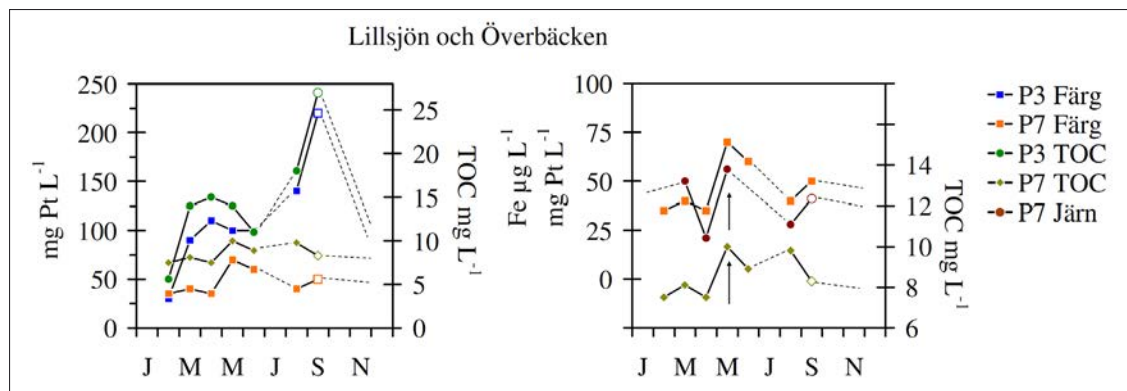
Förutom att järntillförseln från dag- och smältvatten troligtvis gett upphov till en allt större grad av instabil fosforfraktion i sedimentet, kan löst järn även direkt medföra ett högre färgtal i vattenmassan. För att beskriva uppkomsten till det höga färgtalet i Lillsjön måste vi först ta hänsyn till att Överbäckens vatten, som står för ca 60 % av total vattenföring genom sjön, uppnår det högsta färgtalet av alla undersökta vattendrag. Färgtalet uppkommer som följd av hög halt totalt organiskt kol (organiskt material, humussyror m.m.). Den största mängden TOC transporteras till Lillsjön under vårflo-den, men koncentrationen TOC (och färgtal) ökar tydligt till maximum under hösten. En betydande belastning av TOC från Överbäcken kan skönjas genom en ökning av TOC även i Lillsjöns ytvatten under maj månad. När koncentrationen av TOC når maximum i Överbäcken under hösten, efterföljs det inte av samma haltökning i sjön. Det finns därav ingen tydlig koppling att Överbäckens halt av organiskt material ensamt styr färgtalet i sjön.

Järn avviker från övriga metaller när massbalansberäkningarna studeras. Endast järn uppvisar ett kraftigt underskott i »budgeten» under mars månad. Medan aluminium samt bly visar överskott och zink är i nära balans under månaden, sker en väsentlig uttransport av järn via Odensalabäcken under mars, ca 145 kg, medan beräknad intransport av ämnet under samma månad uppgår till ca 90 kg (55 kg i underskott). Halveringen av järn i Lillsjöns ytvatten (från 50 till 21 $\mu\text{g L}^{-1}$) mellan mars och april motsvarar teoretiskt att mängden järn i vattenmassan (förutsatt total jämvikt) minskar från 27 till 11 kg, det vill säga en minskning av ca 15 kg. Minskningen av järnkoncentrationen i den fria vattenmassan kan alltså inte ensamt förklara källan till resterande un-

derskott på 40 kg. En rimlig förklaring kan vara att järn i sedimenten går i lösning som följd av syrebrist, och sköljs ut. Linjär korrelation mellan järnhalt och färgtal är inte statistiskt signifikant i Lillsjön på grund av för få mätvärden, men sjöns högsta färgtal i maj sammanfaller tydligt med den högsta uppmätta järnhalten. Ett lägre färgtal på hösten sammanfaller med lägre halt järn. Vår-cirkulation av vattenmassan i maj skulle ge stöd åt förklaringen, då bottenvatten med hög halt löst järn blandas med hela vattenmassan med efterföljande haltökning vid ytan. Totalt sett över året är dock järnbudgeten positiv, mer tillförs än vad som avgår, mycket som följd av ett väsentligt bidrag från dag- och smältvatten under hösten. Med tanke på den stora mängden järn som finns i sjöns ytliga sedimentlager, kan det inte uteslutas att syrebrist vid botten periodvis leder till ett högre färgtal i ytvattnet (Fig. 19).

Andra kransalgssjöar har tidigare uppvisat naturliga, ofta ganska drastiska, pendlingar mellan stadier av högt färgtal – litet siktdjup och lågt färgtal – stort siktdjup. Det är osäkert om en sådan pendling kan utvecklas i Lillsjön. Jeppesen m.fl. (1994) beräknar att 30 % av sjöarean måste vara täckt av undervattensvegetation för att klarvattenstadier ska kunna inträffa. I brist på kvantitativ data är den areella utbredningen av kransalger i Lillsjön okänd. För att bättre förstå kransalgssfloras status i Lillsjön, och vidare kunna estimeras sjöns möjligheter att uppnå ett klarvattenstadium, bör en mer heltäckande inventeringsinsats genomföras.

För att långsiktigt ge så goda förutsättningar som möjligt för kransalger i konkurrensförhållandet med fytoplankton, bör uppmärksamhet riktas mot de processer som dag- och smältvattenhanteringen kan innebära. Det förefaller som att syrebristen i Lillsjöns sediment medför en förhöjd risk att högt färgtal och minskat sikt-



Figur 19. Färgtal (mg Pt L^{-1}), koncentration av totalt organiskt kol (TOC mg L^{-1}) och järnhalt (Fe mg L^{-1}) i Lillsjöns ytvatten år 2012 samt september 2013. Lillsjöns höga färgtal i maj sammanfaller med hög halt järn och hög halt TOC. Färgtal och järn uppvisar samband på hösten (augusti 2012 och september 2013) medan TOC-koncentrationen inte följer samma variation.

djup uppstår som följd av intern belastning av fosfor och löst järn. Denna studie visar på data som antyder att utsläpp av dag- och smältvatten innebär en negativ effekt för kransalger enligt följande processer; (1) växttillgängligt fosfat tillförs, (2) vatten med hög turbiditet och litet siktdjup tillförs, (3) finkornigt, minerogent material med järn ackumuleras i sedimentet som medför (3a) högre grad av instabila fosforfraktioner i sedimentet och (3b) risk för järnutfällning i den fria vattenmassan när syrebrist uppstår, (4) en sänkning av pH infaller under våren (ju mer vinternederbörd som avsmälter) vilket kan medföra en minskad bildning och sedimentering av apatitbunden fosfor. Samtliga av dessa processer kan identifieras som negativa för kransalger i konkurrensförhållandet med pelagiska fytoplankton i Lillsjön.

Tack

Studien genomfördes av Miljö och hälsa, Östersunds kommun. Tack till miljöchef Jari Hiltula för att tid och resurser allokerades till projektet samt Helena Jansson för fältarbete.

Referenser

- Bengtsson, R. Hedman, M. (2009) Inventering av spretsträse i blekesjöar kring Östersund. Länsstyrelsen i Jämtlands län, Östersund, [opublicerat manuskript].
- Blindow, I. (1998) Artdatablad *Chara Rudis*, spretsträse. Artdatabanken, Sveriges Lantbruksuniversitet, 2010-01-19.
- Blindow, I., Hargeby, A., Andersson, G. (2002) Seasonal changes of mechanism maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquatic Botany*, 72: 315–334.
- Blindow, I., Krause, W., Ljungstrand, E., Koistinen, M. (2007) Bestämningsnyckel för kransalger i Sverige. *Svensk Bot. Tidskr.*, 101: 165–220.
- Blindow, I. och Langangen, A. (1995) Kransalger i Jämtland. *Svensk Bot. Tidskr.*, 89, 111117.
- Brown, N.J. & Peake, B. M. (2006) Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359(1–3): 145–155.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S. (2001) Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5): 997–1009.
- ESRI (2013) ArcGIS (version 10.0), [programvara].
- Grøterud, O., Haaland, S. (2007) Østensjøvannet – a shallow hypertrophic lake in Norway with significant internal phosphorus loading during summer. *Vatten*, 63:313–320.
- Hart, B.E., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Taylor, S.L. (2004) The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34(1): 112–124.
- Håkansson, L. (2003) Quantifyin Burial, the Transport of Matter from the Lake Biosphere to the Geosphere. Internal review of *Hydrobiologia*, 88(5): 539–560.
- Jartun, M., Ottesen, R.T., Steinnes, E., Volden, T. (2008) Run-off of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the Total Environment*, 396(2–3): 147–163.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R. B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J. P., Have, A. (1994) Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276, 15–30.
- Johansson, J., Snoeij, P. (2002) Charasomer i svenska kransalger. *Svensk Bot. Tidskr.*, 96:5: 256–259.
- Jonsson, T., Ryden, K. (1976) Lillsjön – nuvarande föroreningsituation och en prognos för framtiden. Länsstyrelsen i Jämtlands län, Östersund.
- Kłosowski, S., Tomaszewicz, G.H., Tomaszewicz, H. (2006) The expansion and decline of charophyte communities in lakes within the Sejny Lake District (north-eastern Poland) and changes in water chemistry. *Limnologia*, 36: 234–240.
- Kufel, L., Kufel, I. (2002) *Chara* beds acting as nutrient sinks in shallow lakes – a review. *Aquatic Botany*, 72(2002):249–260.
- McConnaughey, T.A., La Baugh, J.W., Rosenberry, D.O., Striegl, R.G. (1994) Carbon budget for a groundwater-fed lake: Calcification supports summer photosynthesis. *Limnol. Oceanogr.* 39(6):1319–1332.
- Månsson, A. (2011) Grundvattenpåverkan från snötippen i Odenskog – resultat och mätningar från Haglundskällan. Miljö och hälsa, Samhällsbyggnad, Östersunds kommun.
- Månsson, A. (2014) Miljökvalitet I Lillsjön – vatten och sediment med fokus på kransalger. Miljöövervakningsrapport mars 2014, Samhällsbyggnads dnr. 2012-49. Miljö och hälsa, Samhällsbyggnad, Östersunds kommun.
- Naturvårdsverket (2009) Åtgärdsprogram för hotade kransalger: arter i kalkrika sjöar 2008–2011: trädsträse, spretsträse, stjärnslinke. Rapport 5848, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för Miljökvalitet, Sjöar och vattendrag. Rapport 4913, 2000.
- Odelberg, C. (2013) Kransalger i Lillsjön – En studie av vattenkvaliteten i Lillsjön, med fokus på faktorer som påverkas *Chara*s utbredning. Examensarbete 15 hp, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå Universitet.
- Roy, A.H., Wenger, S.J., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Ladson, A.R., Shuster, W.D., Thurston, H.W., Brown, R.R. (2008) Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: Lessons from Australia and the United States. *Environmental Management*, 42(2): 344–359.
- SGU (2013) Berggrundskarta 1:1 miljon. WMS-tjänst. Hämtad den 21 november 2013; http://www.sgu.se/sv/produkter-tjanster/kartvisare_wms.html.
- SLU (2013) Trendsjöar inom SLU:s miljöövervakning. <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/trendsjoar>, [2014-03-06].
- SMHI (2013a) Vattenweb. <http://vattenweb.smhi.se>, [2014-03-06].

- SMHI (2013b) <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-1.560>, [2014-03-06].
- SMHI (2013c) Hur var vädret? <http://www.hurvarvadret.se>, [2014-03-06].
- Scheffer, M. (1998) *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M-L., Moss, B., Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 275–279.
- Walker, W.J., McNutt, R.P., Maslanka, C.K. (1999) The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: Sources and chemical characteristics. *Chemosphere*, 38(2): 363–377.
- Walsh, C.J. (2004) Protection of in-stream biota from urban impacts: minimise catchment imperviousness or improve drainage design? *Marine and Freshwater Research*, 55(3): 317–326.
- Walsh, C.J., Fletcher, T.D., Ladson, A.R. (2005) Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3): 690–705.