

Examensarbete INES nr 293

Vattenkvalitet

- En fältstudie av skånska Säbybäcken

Camilla Blixt

2013
Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemvetenskap
Lunds Universitet
Sölvegatan 12
223 62 Lund



Camilla Blixt (2013). Water quality

Master/Bachelor degree thesis nr 293, 30 credits in *Physical Geography and Ecosystem Analysis*

Department of Physical Geography and Ecosystems Science, Lund University

Vattenkvalitet

– En fältstudie av skånska Säbybäcken

Camilla Blixt

Masterexamensarbete i naturgeografi och ekosystemanalys, 30 högskolepoäng
Institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys
Lunds universitet, 2013

Handledare

Harry Lankreijer

Institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys
Lunds universitet, 2013

Handledare på Landskrona kommun

Olle Nordell

Miljöförvaltningen,
Landskrona kommun, 2013

Abstract

The Säbybrook is a small stream in Landskrona municipality, situated in a landscape dominated by agricultural practices. The stream serves as a spawning ground for sea trout and actions to improve the stream's accessibility and water quality has been undertaken in order to facilitate spawning. Parts of the watercourse have for example been cleared, as the stream has tendencies to become overgrown. The Säbybrook is however not only of interest for improving the conditions for trout, but also in general the recreational aspects and nature conservation of the brook area has grown in importance during the years.

The planned expansion of the residential neighborhood in the surrounding area has increased the need for good water quality and nice recreational settings. Improvements of the environment in, and surrounding of, the Säbybrook has thus become a matter of interest for Landskrona municipality, where water quality parameters such as nutrient surplus and turbidity is of primary concern. The nutrient availability in the water is high, according to previous studies. Some erosion is also visible around the stream, which could indicate high levels of turbidity in the brook. The only previous survey of water quality in the Säbybrook was done in 1992-1993 and the recent development is hence unknown. The magnitude of the sediment input from erosion is also not fully investigated. The aim with the Säbybrook project is hence to investigate the current water quality and examine if there been any visible changes in water quality over the past 20 years

The measurements from the samples collected during the spring of 2013 showed turbidity values which were close to the national average. The highest measured values did in fact not exceed moderate turbidity levels. The area surrounding the stream did nevertheless show clear signs of erosion. The stream seems to be a likely recipient of the eroded soil material, but the soil particles appears to be too coarse to cause high turbidity levels during normal flow rates. It is possible that higher flow rates would bring an increase in turbidity.

The measurements, conducted during the spring of 2013, showed nitrogen levels far above the recommended value. The nitrogen levels in Säbybäcken were between 2700-8000 $\mu\text{l/l}$, which according to the Swedish environmental protection agency guide lines is very high-extremely high values. The measured nitrogen concentrations were higher during 1992-1993 compared with the spring of 2013, but a decrease of nitrogen leakage could not be concluded since the spring sampling consisted of too few values.

A conclusion which could be drawn is that the turbidity in the stream weren't as high as expected. The measured nitrogen concentration indicates however that nitrogen could constitute a water quality issue. Eutrophication tends to cause waters to become overgrown. This could in turn have a negative impact on the sea trout's ability to spawn in the brook, as they may lose accessibility to their spawning grounds in dense vegetation. Actions to restrict nutrient availability in the brook could hence be of interest, if one wishes to promote sea trout spawning in the Säbybrook.

Sammanfattning

Säbybäcken i Landskrona kommun rinner huvudsakligen genom jordbruksmark. Vattendraget är lekplats för havsöring och ingrepp i avsikt att förbättra miljön för havsöringen har skett, så som exempelvis uppröjning av igenväxta delar av vattendraget. Naturvärden och rekreativsmöjligheter har prioriterats i området, speciellt nu när det planeras för en expanderad bostadsbebyggelse i bäckens närområde. I och med ovanstående önskar man även förbättra situationen längs med och i vattendraget. Till önskade förbättringar hör vattendragets vattenkvalitet, där främst grumlighet och näringsöverskott är på agendan. Vattendraget för med sig ett visst näringsöverskott från omgivande jordbruksmark och erosionsproblematik föreligger också, då tillskott på sediment enligt kommunen gör bäckens vatten ganska grumligt. I dagsläget finns enbart en begränsad mängd mätdata rörande näringshalt, och erosionsproblematiken är fortfarande relativt outredd. Avsikten med Säbybäckprojektet var således att ta fram mer mätdata rörande vattenkvalitet samt se om höga halter erosionsmaterial fanns i suspension i vattendraget. Därefter analyserades den insamlade informationen för att se om det skulle finnas möjlighet till förbättringar i området.

Mätvärdena från vårens mätningar visade att grumligheten i bäcken var begränsad och inte kunde räknas som hög vid jämförelse med andra svenska vattendrag. Snarare var grumligheten relativt låg och uppgick inte under måttillfällena till mer än måttliga nivåer. Det fanns tydliga tecken på erosion längs vattendraget. Detta kan indikera att jorden som omger vattendraget består av relativt tunga partiklar som den begränsade flödesmängden i bäcken inte förmår bära upp under normala förhållanden. Det är troligt att betydligt större grumlighet är att vänta under högre vattenflöden.

Vårens mätningar visade att kvävenivåerna var tämligen höga i bäcken jämfört med det svenska genomsnittet och nivåerna uppgick till mycket höga värden - extremt höga värden för både mars och april enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Detta till trots så var kvävehalterna lägre under vårens mätningar jämfört med 20 år sedan. Det är dock inte möjligt att avgöra om denna minskning i kvävehalt beror på förbättrad upptagning av kväve, minskade utsläpp, eller enbart ryms inom den naturliga variationen.

En slutsats som kunde dras efter provtagningarna var att grumligheten i bäcken, som befarats vara ganska hög, inte direkt verkade utgöra ett problem för vattenkvaliteten i bäcken. Däremot var kvävehalterna som nämnt ovan mycket höga och igenväxningen av vattendraget var påtaglig. Igenväxningen kan i sin tur verka negativt på öringens möjlighet till lek i området, då åtkomsten till lekplatserna försämras. En minskning av näringshalterna i bäcken skulle således indirekt kunna leda till förbättrade förutsättningar för havsöringen.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1. Frågeställning	2
2. Bakgrund	2
2.1. Vattenkvalitet allmänt	2
2.2. Vattenkvalitets variabler	3
2.2.1. Turbiditet/grumlighet	3
2.2.2. Koncentration av suspenderat partikulärt material (SSC)	3
2.2.3. Färg/absorbans	4
2.2.4. pH.....	5
2.2.5. Flödesmängd och flödes hastighet	7
2.2.6. Konduktivitet	7
2.3. Näringsämnen och metaller.....	8
2.3.1. Kväve	8
2.3.2. Fosfor	9
2.3.3. Övergödning och vattenlevande primärproducenter.....	10
2.4. Erosion vid vattendrag	11
2.5. Havsöring	12
2.6. Bakgrund om området.....	12
2.6.1. Allmän lokalbeskrivning.....	12
2.6.2. Mätpunkternas placering.....	13
3.5.1 Nederbörd	15
3.5.2. Temperatur.....	16
3.5.2. Fosfor och kväve	17
3. Metod och datakällor	19
3.1. Mätmetoder och laboratorieanalyser	19
3.2. Dataanalyser	20
3.2.1. GIS	20
3.2.2. Statistik	21
3.2.3. Jonratio och konduktivitets diagram	21
3.3. Datakällor	21
3.3.1. Vattenkemi för de skånska trendvattendragen	21
3.3.2. Vattenkemi och klimatdata för Säbybäcken	22

3.3.3. Kartmaterial	22
4. Resultat	23
5. Diskussion.....	30
5.1. Skillnader mellan provlokalerna	30
5.2. Skillnader mellan vattenkvalitetsmätningarna 1994 och 2013	31
5.3. Säbybäcken jämfört med andra skånska vattendrag	32
5.4. Vattenkvalitetsproblem i Säbybäcken	33
5.5. Åtgärder för förbättrad vattenkvalitet	35
5.6 Felkällor och mån för förbättringar	35
5.5.1. Aprilmätningens höga fosforvärden vid lokal 2	35
5.5.2. Avsaknad av samband mellan grumlighet och SSC ta upp i resultat	36
5.5.3. Avrinningsområdets storlek	36
5.5.4. Jämförelse mellan trendvattendragen och Säbybäckens värden	37
5.5.5. Förbättringar: viktiga variabler som ej mätts	37
Slutsats	38
Litteraturförteckning	39

Förkortningar

DOM/DOC: Dissolved organic material/carbon (upplöst organiskt material/kol)

EG: Europeiska gemenskapen

GET: Geographic extraction tool

HaV: Havs-och vattenmyndigheten

SGU: Sveriges geologiska undersökning

SLU: Sveriges lantbruksuniversitet

SSC: Suspended solid concentration (koncentrationen av suspenderat material)

TOC: Total organic carbon (total mängd organiskt kol)

TSS: Total suspended solids (total massa suspenderat material)

1. Inledning

Det flytande vattnet är en grundsten för livet på jorden då det ingår i primärproducenternas fotosyntes och avges som restprodukt vid organismers respiration. Det livsviktiga vattnet finns i stor mängd på vår planet, men allt vatten är inte lämpat för allt slags liv. Vatten återfinns vanligtvis inte helt rent, utan är i naturliga miljöer uppblandade med andra ämnen, så som olika slags salter. Mängden och sammansättningen av de olika ämnena skiftar mellan olika lokaler, vilket bestämmer vattnets karaktär och leder till olika livsförutsättningar. Salthalten i vattnet påverkar det akvatiska ekosystemets artsammansättning och avgör till stor del om landlevande varelser kan nyttja vattnet som dricksvatten. Andra ämnen förutom havssalt kan dock komma att påverka livet i och ovanför vattnet, där exempelvis små partiklar som bildar grumlighet, närsaltshalter och olika metaller ingår (Hjort, 2005).

Olika vatten har naturligt olika slags kemi beroende på omgivning och historik, men kan även komma att påverkas av antropogena aktiviteter. Ekosystemen i och runt olika vattenmassor är vanligtvis anpassade till de lokala förutsättningarna. Dessa kan därav komma att reagera negativt på antropogen påverkan av vattenkemin. En vattenmassa av god vattenkvalitet är så gott som helt i avsaknad av antropogen påverkan och har en vattenkemi som överensstämmer med de naturliga förutsättningarna i området. Sötvatten är en bristvara på många platser i världen och förändringar i vattenkvaliteten kan således ge förödande effekter. Vattenkvalitet och förändringar däri har därför kommit att studeras på både storskalig och småskalig nivå (Shmueli, 1999).

Vattenkvaliteten har globalt kommit att starkt påverkas av antropogena aktiviteter sedan industrialismens början, där exempelvis orenade avloppsutsläpp kan lämna källor till dricksvatten, eller viktiga fiskelokaler, förorenade av såväl giftiga metaller som skadliga mikroorganismer (Chapman, 2005). I Sverige utgör diffusa källor till övergödning, så som avrinning från åkermark, ett av de största problemen mot god vattenkvalitet. Näringstillskott från åkrar är speciellt framträdande i det jordbruksdominerade Skånska landskapet, men då landskapet även är relativt tätbefolkat har även andra vattenkvalitetsaspekter kommit att influera de akvatiska systemen (Malmö Stad, 2008).

I den skånska kustkommunen Landskrona finns flera mindre och större vattendrag, vars vattenkvalitet bevakas i olika utsträckning. Vattendragen ligger samtliga i tämligen jordbruksdominerade områden, där vissa av vattendragen även kantas av viss urban bebyggelse, vilket gör att dessa således kan klassas som typexempel för skånska vattendrag (Fahlstedt, 2001). Ett av dessa vattendrag är Säbybäcken, som ligger i utkanten av Landskrona stad. Vattenkvaliteten undersöktes senast år 1993, men sedan dess har både en miljödamm och upprensningar av bäcken skett (Holmström, 1994, Fahlstedt, 2001). Vattenkvaliteten i bäcken är i dagsläget således inte helt känt, men det finns tydliga tecken på relativt stor erosion längs bäckens slänter och viss grumlighet har ansetts kunna skönjas som följd. Därutöver har det omgivande jordbrukslandskapet lett till att höga värden av fosfor och kväve är att vänta, vilket också syntes i undersökningarna under åren 1992-1993. Det finns planer på en expanderad bostadsbebyggelse i bäckens närområde. I och med ovanstående önskar man även förbättra situationen längs med och i vattendraget. Till önskade

förbättringar hör vattendragets vattenkvalitet, där främst grumlighet och närsaltsöverskott är på agendan.

1.1. Frågeställning

Hur är vattenkvaliteten i Säbybäcken idag?

- Hur förhåller sig Säbybäckens vattenkvalitet jämfört med andra skånska vattendrag?
- Vad har skett med Säbybäckens vattenkvalité under en 20 års period?

2. Bakgrund

2.1. Vattenkvalitet allmänt

Vattenkvalitet beskriver tillståndet i den akvatiska miljön för en bestämd vattenmassa, där begreppet kvalitet kan innefatta vattnets koncentration av organiska och oorganiska substanser, så väl som icke kemiska variabler. Begreppet vattenkvalitet innefattar även ofta aspekter så som tillståndet för biotan samt de temporala och spatiala variationer som kan uppstå genom intern och extern påverkan. Variabler som mäts vid vattenkvalitetsundersökningar kan vara grumlighet, totalt suspenderade fasta ämnen, konduktivitet, koncentrationer av kalcium, kisel, boron, cyanid, svavel, järn, klorid, karbonater, organiskt material och redox potential med mera (Fulazzaky, 2009). Termen vattenkvalitet innehåller således många faktorer, vilket gör det svårt att enkelt och tydligt definiera vad som är god vattenkvalitet, samt ge ett direkt mått på den samma. God vattenkvalitet har därför vanligtvis kommit att innebära så oförändrad akvatisk miljö som möjligt jämfört med det förindustriella tillståndet. Den stora mängden variabler har lett till att inte alla används för samtliga lokaler vid kvalitetsövervakningar. Istället görs vanligtvis ett urval av variabler, där enbart de väsentliga för den aktuella lokalen bevakas (EG, 2000, Chapman, 2005).

I Europa har ramvattendirektivet spelat stor roll rörande vilka aspekter som kommit att ingå i begreppet vattenkvalitet. Europeiska unionens ramvattendirektiv poängterar vikten av god vattenkvalitet för kommande generationer och direktivet skapades i avsikt att bilda grund för en gemensam rättslig och politisk reglering rörande vattenfrågor. Skydd av sötvattenresursernas kvantitet och kvalitet utgör grunden för direktivet, som även poängterar att en god ekologisk status ska eftersträvas. Med god status menas att de biologiska och kemiska/fysikaliska förhållandena ska ligga på en närmast förindustriell nivå. De kemikaliska/fysikaliska faktorerna som ska tas i beaktan vid bedömning av ett vattendrags är; temperatur, syrgashalt, salthalt, försurningsstatus samt näringsförhållanden. Ytterligare ska särskilt förorenande ämnen så som vissa metaller och bekämpningsmedel hållas under uppsikt (EG, 2000).

God vattenkvalitet och god ekologisk status i det akvatiska ekosystemet innebär dock nödvändigtvis inte att vattnet är lämpligt för mänsklig konsumtion. För dricksvattens konsumtion ställs ytterligare krav på vattenkvaliteten, med ett flertal variabler som måste kontrolleras av berörda myndigheter. Vattenkvaliteten för konsumtion regleras på internationell nivå av EUs dricksvattendirektiv och har implementerats på nationell nivå i den svenska miljöbalken (Miljödepartementet, 1998). För att ett vatten ska kunna klassas av god

dricksvattenkvalitet menas enligt direktivet att en medborgare ska kunna dricka vattnet under en hel livstid utan att riskera att uppleva någon negativ verkan på sin hälsa. Detta innebär att kraven är tämligen strikta och toleransen för biologiska, kemikaliska och fysikaliska parametervärden kan klassas som låga. Av speciellt intresse är de biologiska aspekterna, som man inte tog så stor hänsyn till vid klassificeringen av den ekologiska vattenkvalitén, men som blir väsentligt viktigare vid dricksvattenkvalitet. Mikroorganismer, så som vissa bakterier, kan även i små mängder leda till att en vattenkälla kan klassas som otjänlig (EG, 1998).

2.2. Vattenkvalitets variabler

2.2.1. Turbiditet/grumlighet

Turbiditet/grumlighet beskriver vattnets optiska egenskaper och är ett mått på hur mycket det infallande ljuset sprids vid passage genom ett vattenprov. Hög spridningsgrad av det infallande ljuset ger minskad transparens och därmed högre grumlighet. Grumligheten påverkas av det suspenderat materialet i vattnet, då partiklarna kommer bryta eller absorbera det inkommande ljuset och därmed påverka vattnets transparens. Ljusets brytning påverkas av mängden suspenderade partiklar i vattnet, så väl som partiklarnas form och ursprung (SLU, 2013d). Suspenderade partiklar i akvatiska miljöer kan bland annat bestå av icke organiska komponenter så som silt och lera, men också vara av organisk härkomst. Partiklarnas ursprung är av vikt då olika slags partiklar har olika skilda ljusreflekterande egenskaper och vilket därmed leder till olika turbiditet/grumlighet (Anderson, 2005). Grumlighet mäts genom en nephelometer, som ger ett värde på hur mycket ljus som bryts då strålningen färdas genom vattenkolumnen (Peng et al., 2009, Chapman, 2005) Grumlighet påverkar inte enbart de estetiska aspekterna av vattenmassan, utan kan även komma att påverka såväl de akvatiska ekosystemens processer samt vattnets tjänlighet som dricksvatten. Hög grumlighet leder till lägre siktdjup, vilket kan påverka produktiviteten hos de vattenlevande, fotosyntetiserande organismerna. En eventuell minskning i producenternas produktivitet kan i sin tur verka begränsande på det akvatiska djurlivet (Schwartz et al., 2008). I vattendrag med förändringar i turbiditet kan även artsammansättningen komma att påverkas, där vissa arter kan komma att konkurrera ut mer grumlighetskänsliga organismer (Bonner and Wilde, 2002).

I Sverige räknas ett vattendrag vara starkt grumlat om värdet överstiger 7 FNU och olämpligt för dricksvatten om det överstiger 3 FNU (Socialstyrelsen, 2005, Naturvårdverket, 1999).

2.2.2. Koncentration av suspenderat partikulärt material (SSC)

Turbiditet indikerar till viss del hur mycket partiklar som finns i vattnet, då stor ljusbrytning generellt påvisar en stor partikeltäthet. Grumlighet är dock inte enbart beroende av partikelmängd, då partiklar av samma storlek kan ge olika grumlighetsvärden beroende på partikelns form och ursprung (Minella et al., 2008, Peng et al., 2009). Vattnets koncentration av suspenderat partikulärt material (SSC) är en bättre variabel att granska om halten partiklar ska uppmätas. Med fasta ämnen menas de substanser som efter evaporation av vattnen finns

kvar i fast tillstånd (Yuqian, 1989). SSC mäts genom att vattenprover med känd volym filtreras, varefter det filtrerade materialet torkas och vägs. Det torkade materialet motsvarar den totala mängden fasta ämnen i vattnet, varefter koncentrationen i vattnet räknas ut.

Suspenderat partikulärt material och större partiklar utgör bra ytor för patogentillväxt och har därför kommit att bli en viktig indikator på vattenkvalitet. Stor mängd suspenderade partikulärt material (TSS) i vattendraget i förhållande till mängden vatten påvisar att det finns stor risk att vattnet kan komma att föra med sig sjukdomsalstrande organismer vid konsumtion (Chapman, 2005). Det är dock inte enbart sjukdomsalstrande organismer som har en benägenhet att binda sig till dessa partiklar, då även fosfor tenderar att föras med suspensionen. Detta gör att om SSC värdena är höga så kan partikelbunden fosfor utgöra en stor del av den totala fosforhalten. Om dessa partiklar i sin tur förblir i suspension en längre sträcka så kan SSC bli en stor transportör av fosfor till havet (Williamson and Crawford, 2011). Ytterligare andra ämnen, så som giftiga tungmetaller, har också visat sig binda till det suspenderade materialet. TSS och SSC har således ofta kommit att användas som ett proxy för föroreningsbelastning från urbana områden (Rossi et al., 2013).

Koncentrationen av partikulärt material i vattnet kan även spela stor roll vid studier av utvecklingen av sjöar och vattendrag, då en hög andel av dessa partiklar kan komma att leda till försiltning. Försiltning kan ske naturligt, men processen acceleras ofta vid antropogena aktiviteter, så som bortförsel av vegetationstäckets vid avskogning eller jordbruk. Partiklar som då varit bundna av rötter och dylikt blir då fria och kan komma att hamna i sjöar och vattendrag. Kostnaderna för åtgärder avsedda att förhindra att vattendrag, sjöar och dammar blir igentäppta av detta sediment kan bli stora för enskilda länder. Enbart i USA uppgår denna kostnad till flera miljarder kronor årligen (Mukundan et al., 2013).

Transporten av TSS och ett vattendrags grumlighetsvärden är sällan homogen över året. I en amerikansk studie rörande vattendrag i delstaten New York, framkom till exempel att cirka 80 % av sedimenttransporten skedde under 4 % av undersökningsperioden. Mängden sediment i suspension uppvisar nämligen ofta starkt samband med flödesmängden i gällande vattendrag. Detta gör att grumligheten och TSS är som högst under stormar och andra väderextremer (Mukundan et al., 2013).

2.2.3. Färg/absorbans

Vattnets färg beror på vilka våglängder av ljuset som absorberas respektive reflekteras i vattnet eller av närvarande substanser. Större partiklar kan ge vattendraget färg genom att bilda grumlighet, men behöver inte färga själva vattnet och man kan därför skilja mellan synbar färg och verklig färg. Synbar färg är då den färg som upplevs vid betraktan av ett vattendrag som helhet, medan verklig färg är själva vattnets färg när alla partiklar avlägsnats via filtrering eller centrifugering av proverna (Anderson, 2005, SLU, 2013a). Vissa organiska substanser så som humussyra och naturliga mineral som ferrihydroxid ger verklig färg, medan suspenderade siltpartiklar enbart ger synbar färg. Olika typer av phyto-och zooplankton kan också färga vattnet, där röd och lila toner indikerar zooplankton så som exempelvis arter av *Daphnia*, medan blågröna toner kan vara ett resultat av närvaro av cyanobakterier (Brönmark and Hansson, 2005). Vattnets verkliga färg mäts genom att ett filtrerat vattenprov blir bestrålat med ljus med 465 nm våglängd genom en kyvett. Skillnaden

mellan ljusstyrkan före respektive efter genomgång av vattenprovet mäts. Denna skillnad beskriver hur mycket ljus vattnet har absorberat och ju högre absorption desto kraftigare färgat är vattnet (Chapman, 2005). I Sverige mäts dock absorbansen av tradition vid 420nm (SLU, 2013a).

Humusämnen och andra upplösta organiska material (DOM) utgör ofta en stor källa till ett vattens färg. Närvaro av dessa ämnen leder inte enbart till färg, utan kan påverka transparensen av vattnet, leda till lägre pH och lägre syrehalt i vattnet. Produktiviteten av de limniska systemen kan därav minskas vid höga färgvärden, om färgen exempelvis härrör från höga halter av DOM (Mormul et al., 2012, Brönmark and Hansson, 2005). Humusämnen och andra upplösta organiska material ger ofta vattnet en brunaktig färg. Under de senaste åren man kunnat observera en brunifiering av många limniska system belägna i den norra hemisfären (Ekström et al., 2011, Kritzberg and Ekström, 2012). Av 30 typiska Svenska vattendrag uppvisade 27 signifikant brunifiering mellan åren 1972-2010, där den största ökningen skedde i södra delarna av landet (Kritzberg and Ekström, 2012). Sötvattnets ökade färg har främst sammankopplats med DOM, då man även kunnat påvisa en generell ökning i tillförseln av DOM från omgivande landytor. Höjd medeltemperatur, CO₂ gödsling samt minskad markförsurning, har nämnts som troliga mekanismer bakom ovanstående ökning. Detta då ökade temperaturer leder till mer nedbrytning av organiskt material, vilket frigör DOM. De ökade CO₂ koncentrationerna i luften leder till ökad fotosyntes, vilket leder till mer material tillgängligt för nedbrytning och mer DOM. Minskad surhet i marken, på grund av minskad deposition av svavel, gör i sin tur DOM mer lösligt i markvattnet (Kritzberg and Ekström, 2012, Ekström et al., 2011, Ratcovich et al., 2012). En del studier har dock visat att den ökade brunifieringen av Svenska vattendrag och sjöar inte enbart härrör från ökade halter DOM, utan även visar klara samband med vattnets järnhalt. I Svenska sötvattnen fann man att ändringar i järnhalten stod för runt 25 % av variabiliteten i färg. Denna procentsats var mycket högre för de nordliga delarna av landet, där ökningen i järnhalt kunde förklara 74 % av ökningen i färg (Kritzberg and Ekström, 2012).

Ökade järnhalter ökar inte enbart färgen, utan kan även direkt inverka toxiskt på vattenlevande organismer. Speciellt fiskar har visat sig vara känsliga för ökade järnhalter, då dessas gälar kan komma att skadas och syretagningsförmågan minskas således. Ovannämnda skador har experimentellt visats vid järnhalter över 1mg/liter vatten med pH 5-6 (Bury and Grosell, 2003, Ratcovich et al., 2012).

2.2.4. pH

Vattnets surhetsgrad uttrycks med termen pH där pH definieras som den negativa logaritmen av den aktiva vätejonkoncentrationen med basen 10 ($pH = -\log_{10} [H^+]$) (Urbansky and Schock, 2000). Skalan går från 0 till 14, där lösningar runt 7 räknas som neutrala, medan lösningar med pH över respektive under denna nivå räknas som sura respektive basiska. I naturliga vattensystem kontrolleras pH-nivåerna vanligtvis av förhållandet mellan koldioxid, karbonat och bikarbonat. Koldioxid dominerar vanligtvis i lösningar med lågt pH, karbonat i mer neutrala lösningar och bikarbonat i basiska lösningar (Chapman, 2005, Ritz and Collins, 2008).

Ett vattens pH påverkas av halten syror och baser i lösningen. En syra är ett ämne som agerar som en vätejondonator medan baser kan ta upp vätejoner, enligt Brønsted and Lowry's definition. Desto starkare syra respektive bas i en lösning, desto mer vätejoner kan avges eller upptas (Gupta et al., 2007). Syror har således förmågan att avge vätejoner till en lösning och större koncentration av syror ger därav en surare miljö. Lösliga baser som kan avge OH⁻ grupper kallas alkalier och ger i stället en mer basisk lösning (Chapman, 2005).

Det är dock inte alltid så att tillskott syror eller baser i en lösning ger ett klart förändrat pH värde, då det kan finnas en viss buffringskapacitet i lösningen. En buffert består av en svag syra och korresponderande bas, som till viss del kan neutralisera tillskott på basiska respektive sura ämnen genom dess strävan att uppnå kemisk jämvikt. En lösnings förmåga att kunna neutralisera syror kallas även för dess alkalinitet (Brönmark and Hansson, 2005). En naturlig vattenmassas alkalinitet beror vanligtvis främst på halten CaCO₃ i lösningen då karbonatet i föreningen kan neutralisera vätejoner i en lösning (Persson, 2006). Så länge ett vatten har en alkalinitet över noll så kommer tillskott på försurande ämnen inte att ge en proportionerlig ökning av vätejoner i lösningen och pH sänkningen kommer därmed att mildras (Ritz and Collins, 2008).

Buffertkapaciteten rörande syror har kommit att bli av speciell vikt för de akvatiska systemen sedan industrialismens början. Det har alltid funnits naturligt försurande processer i naturen, men sedan förbränningen av fossila bränslen tog fart har den antropogena försurningen kommit att klart ändra de naturliga förutsättningarna. De områden som saknar kalkhaltig berggrund eller kalkrika jordarter, har kommit att få ytvatten som tydligt uppvisar tecken på försurning, som ett resultat av deposition av svavel- och kväveoxider. Försurningen har dock stadigt minskat i Sverige sedan 1970-talet på grund av minskade utsläpp av ovanstående syrabildande ämnen (Fölster and Wilander, 2002). Depositionen av oxiderat svavel och oxiderat kväve har minskat med 71 % respektive 49 % mellan 1990-2008 (Pihl Karlsson et al., 2011). Det finns dock fortfarande problem både i de terrestra och akvatiska systemen på flera håll i landet och i norra delarna av landet behövs fortfarande pH höjande åtgärder sättas in. Enbart för år 2007 uppgick kostnaden för kalkningen av Sveriges sjöar till 23 miljoner EUR (Erlandsson et al., 2008).

Försurning av miljön i ett vattendrag behöver dock varken vara långvarig eller storskalig. Episodisk försurning i ett vattendrag kan ske vid höga flödesmängder efter kraftiga regn eller efter snösmältning. Koncentrationen av kationerna (främst K⁺, Ca²⁺, Na⁺ och Mg²⁺) kan då späs ut så pass mycket att vattnets kapacitet att neutralisera syror minskas. Det samma gäller vanligtvis om det finns höga halter av nitrat eller sulfat i vattnet (Cho et al., 2009).

Hög respiration hör också till ovanstående relativt småskaliga, naturliga försurning. De biologiska processerna respiration och fotosyntes påverkar halten koldioxid i omgivningen. Vid upptag av koldioxid vid fotosyntes förändrar jämviktsläget och ger ett upptag av vätejoner, något som leder till ökat pH. Detta medan respiration leder till utsläpp av vätejoner, något som i sin tur leder till minskat pH (Eriksson et al., 2005).

De låga pH värden som ofta återfinns i försurade områden kan leda till signifikanta förändringar i den akvatiska miljön. Låga pH värden påverkar inte enbart direkt ekosystemet, utan leder ofta till skadliga nivåer av aluminiumjoner och ett skifte i ration mellan aluminium och kalcium. Om kalcium värdena blir låga jämfört med aluminium

halterna, så kan till exempel växters förmåga att ta upp viktiga näringsämnen försämrats och rotskador uppkomma (Maessen et al., 1992). Många organismer i akvatiska system får även försämrade reproduktionsförmågor vid låga pH värden, däribland många fiskarter, kräftor och blötdjur. Artsammansättningen av både photoplankton och zooplankton tenderar även att klart ändras, då vissa organismer har visat sig ha högre tålighet rörande låga pH värden än andra (Brönmark and Hansson, 2005).

2.2.5. Flödesmängd och flödes hastighet

Ett vattens hastighet kan starkt påverka dess förmåga att transportera partiklar och föroreningar. Hastigheten varierar vanligtvis betydligt över året på grund av förändrade hydrometrologiska förutsättningar (Mukundan et al., 2013, Chapman, 2005). Hastigheten mäts i meter per sekund och används tillsammans med vattendragets tvärsnittsarea för att beräkna flödesmängden. Flödesmängden beskriver hur stor volym vatten som flödar i vattendraget per tidsenhet. Mängden suspenderat material har visat sig ha tydligt samband mot flödesmängden, då stor flödesmängd både har större bärkraft och erosionsförmåga. Höga flödesmängder brukar dock innebära lägre koncentrationer av andra partiklar och ämnen. Detta då exempelvis näringsämnen och dylikt blir mer utspädda på grund av den stora mängden vatten (Chapman, 2005). Detta gör att pH värden ofta är lägre under höga flödesmängder vid snöavsmältning eller kraftiga regnfall (Cho et al., 2009).

2.2.6. Konduktivitet

Vattnets konduktivitet beskriver hur väl det undersökta vattnet leder elektriska laddningar i form av ström. Ledningsförmågan är beroende av halten upplösta fasta ämnen i vattnet, oftast i form av olika mineralsalter och mäts i mikrosiemens/centimeter. Vattenlösningens joniseringsgrad och temperatur påverkar även konduktiviteten, som vanligtvis har ett värde på 10-1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ i sötvatten (Chapman, 2005, Brönmark and Hansson, 2005). Konduktivitetsvärdena kan dock överstiga 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ om halten lösta joner är stor (Chapman, 2005). Sveriges regnvatten har vanligtvis en konduktivitet på runt 30-40 $\mu\text{S cm}^{-1}$, medan grundvattnet ligger runt 400 $\mu\text{S cm}^{-1}$. De flesta svenska sjöar ligger mellan 50-400 $\mu\text{S cm}^{-1}$. De högre värdena hittas dock vanligtvis enbart vid klart eutrofierade sjöar eller i kustområden där havssalt kan komma att höja konduktiviteten (Hjort, 2005).

Halten lösta joner i vattnet kan fås fram genom multiplikation av konduktansen med en mineralsaltsberoende faktor. Värdet på faktor skiljer sig åt mellan enskilda vattendrag beroende på vilket ämne som dominerar. Faktorn ligger generellt runt 0.55-0.75 och är runt 0.67 för vatten med höga halter av natrium och klorid, medan värdet går mot den övre faktorsgränsen i sulfatdominerade vatten. Höga halter av lösta joner och konduktivitets värden på över 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ indikerar att sötvattnet kan vara förorenat, eller att vattendraget utgör recipient för stora mängder landbaserad avrinning. Då det är relativt lätt att mäta konduktiviteten i fält så har denna variabel kommit att användas för att lokalisera olika föroreningszoner i sötvattensmiljön. Om vattnets ledningsförmåga är klart högre vid vissa mätpunkter jämfört med omgivande vatten, så kan man dessutom sluta sig till att föroreningarna utgörs av punktutsläpp (Chapman, 2005).

2.3. Näringsämnen och metaller

2.3.1. Kväve

Kväve är essentiellt näringsämne för organismer, då ämnet utgör en viktig del av proteinerna och det genetiska materialet (Follett, 2008). Organismerna kan även omvandla kväveföreningar till nya konstellationer i avsikt att utvinna energi eller omdana föreningarna som ett led i nedbrytningen av organiska material. Omvandlingar mellan olika former av kväve sker kontinuerligt och kallas för kvävetets kretslopp. I mark och vatten är dessa processer styrda av levande organismer, medan renodlade kemiska processer är mest framträdande i luften (Tonderski et al., 2002). Växter och mikroorganismer omvandlar exempelvis oorganiska kväveföreningar så som nitrat, nitrit och ammonium till organiskt kväve, så som aminosyror. Vissa mikroorganismer kan även reducera luftens kvävgas till ammoniak och organiskt kväve (Simon, 2002). Vid nedbrytning av dött organiskt material sker en vis ammonifikation, där ammoniak bildas som ett led i nedbrytningen av det organiska kvävet. Ammoniak kan i sin tur oxideras till nitrat och nitrit via nitrifikation, föreningar som i närvaro av vissa bakterier kan vidare reduceras till lustgas och kvävgas i syrefria miljöer. Reduceringen av nitrit och nitrat till lustgas och kvävgas kallas för denitrifikation (Brönmark and Hansson, 2005).

Kväve avskiljning i akvatiska miljöer kan ske genom upptag av växter, sedimentation eller denitrifikation. Denitrifikation gynnas av högre temperatur, syrebrist i bottensedimentens mikromiljöer, rikligt med vegetation, tillgång till lättnedrutet organiskt material, lång uppehållstid för vattnet samt frånvaro av bottenböande fisk (Tonderski et al., 2002).

2.3.1.1. Ammoniak och ammonium

Ammonium och ammoniak återfinns naturligt i vatten som en följd av bland annat nedbrytning av organiska kväveföreningar och oorganisk materia samt från reduktion av kvävgas av bakterier i vatten. Ammonium är ett annat namn för den joniserade formen av ammoniak och jonen strävar efter jämvikt med sin ojoniserade motpart i akvatiska system. Den procentuella fördelningen mellan de två formerna beror dock på pH och vattentemperatur (Burger and Jackson, 2003, Simon, 2002). Höga halter av ammoniak kan vara giftigt för det akvatiska livet inom vissa pH intervall och ammoniak/ammonium halter på över 2-3 mg/liter kan även påvisa förekomst av föroreningar från avloppsvatten och gödningsläckage från näringsberikade marker. Dessa kväveföreningar har därför kommit att användas som indikator för organiska föroreningar från mänsklig aktivitet och används som ett mått på vattenkvalitet (Chapman, 2005).

2.3.1.2. Nitrat och nitrit

Naturliga källor till nitrat är vittring av magmatiska bergarter, nedbrytning av organiskt material och urlakning av jordar. Nitrat kan vid denitrifikationsprocesser reduceras till nitrit i syrefattiga miljöer, medan nitrit snabbt oxideras till nitrat vid tillgång till syre. Nitrit nivåerna är således ofta mycket låg i de flesta sötvatten, så vida de inte domineras av kraftiga föroreningar och lider av tydlig syrefattighet (Follett, 2008).

Nitrat är essentiellt för primärproducenters tillväxt, något som gör att halten av sagda ämne kan variera kraftigt över året beroende på säsong. Under tillväxtperioder, så som

under den nordiska sommaren, tas mycket kväve upp av växterna och koncentrationen i de akvatiska systemen är generellt sätt låg. En del av det organiskt bundna kvävet frigörs dock och omvandlas till nitrat under vintern på grund av ökad mängd död organisk materia (Tonderski et al., 2002).

De naturliga källorna till nitrit och nitrat leder oftast till en koncentration på mindre än 0.1 mg/liter nitrat kväve och mindre än 0,0001 mg/l kväve bundet i nitrit. Högre värden än så uppnås dock ofta i dagens industrialiserade samhälle, där näringsberikning av åkrar och utsläpp från exempelvis industri, kraftigt bidragit till ökad koncentration av nitrat. Kväve bundet i nitrat har uppmätts till koncentrationer på över 200 mg/liter i vissa extremitet påverkade sötvattenmassor. Påtaglig tillväxt av alger har kunnat ses vid nitratkvävevärden på 0,2 mg/l i sjöar och denna koncentration används därför i flera studier som ett gränsvärde för eutrofikation/övergödning (Chapman, 2005, Follett, 2008).

2.3.2. Fosfor

Naturliga fosforkällor innefattar vittring av fosforrik berggrund och nedbrytning av organiskt material och naturliga halten i ytsötvatten brukar ligga runt 5-20 µg/litern (Chapman, 2005). Fosfor koncentrationen i vattnet kan dock variera kraftigt över året, då fosfor utgör ett mycket viktigt näringsämne för olika slags vegetation. Koncentrationen i vattnet blir således låg under sommarens växtsäsong, men ökar igen vintern, då en del av fosfor åter frisläpps via nedbrytning av dött material från exempelvis lövfällning (Cordell et al., 2009). Fosfors kretslopp saknar till skillnad från kvävet kretslopp utbyte med atmosfären, då det varken finns fosforgas eller fosforfixerare som skulle kunna göra fosfor biologiskt tillgänglig. Detta gör att det ofta är fosfor som är det begränsande näringsämnet i flertalet akvatiska system och hög algutveckling är ofta ett resultat av ökade halter av fosfor (Tonderski et al., 2002). Utsläpp av fosfor från mänskliga källor kan således lätt leda till övergödning av sjöar och därmed drastiskt förändra området akvatiska livsmiljö. Till ovan nämnda konstgjorda källor hör bland annat tvättmedelsutsläpp från hushåll, avloppsvatten från industri samt avrinning från näringsberikade åkrar (Corbridge, 2013).

Fosfor återfinns i flera olika föreningar och former, där organiska och oorganiska fosfater intar en särställning. I vatten återfinns fosfor främst som löst fosfat (PO_4^{3-}), partikelbundet fosfor (PIP och POP) samt lösta organiska föreningar (DOP). Av dessa är det enbart de lösa fosforföreningarna, där fosfaterna utgör majoriteten, som är direkt tillgängligt för upptag av växter. De övriga inte kan utnyttjas av vegetationen förens bakterier brutit ner den bundna fosfor till lösa fosfater (Corbridge, 2013). Allt fosfat som på olika sätt frigörs och finns tillgängligt i vattnet hinner dock ej tas upp av primärproducenterna innan olika mineralkomplex reagerar med fosfatet, vilket gör fosfor otillgängligt för biologiska processer. Järn, aluminiumhydroxider, mangan, kalciumkarbonat, lerpartiklar samt vissa organiska substanser kan bilda dessa komplexbildningar med fosfaterna och därmed förhindra att de används i biologiska processer. Ovanstående komplexa föreningar och den partikelbundna fosfor kan därefter komma att sedimenteras på botten och därmed inte längre vara en aktiv del i fosfors kretslopp (Chapman, 2005, Tonderski et al., 2002). Under vissa förutsättningar hinner dock denna sedimentation inte ske och ibland kan till och med frigivning av fosfor ske från redan sedimenterade komplexa föreningar. Frigivning av

fosfor kan ske vid syrefria sedimenttytor samt från kalciumkarbonat vid lägre pH värden. Fosfater kan även frisläppas från olika komplexbindningar om pH nivåerna stiger kraftigt. Områden med fosfatrika bottensediment kan således komma att agera som fosfat källor vid ovanstående beskrivna förhållanden (Tonderski et al., 2002).

Övergödning på grund av fosfor motverkas vanligtvis genom skapande av våtmarker och fosfatfällor, där man skapar förutsättningar för fastläggning av fosfatet. Detta genom att gynna tillväxt av olika vattenlevande växter, skapa möjlighet till sedimentation samt främja skapandet av komplexbindningar (Corbridge, 2013).

2.3.3. Övergödning och vattenlevande primärproducenter

Näring är en nödvändighet för livet, såväl på land som i havet. Vid primärproducenternas fotosyntes används näringsämnen tillsammans med solljusets energi, koldioxid och vatten för att bilda organiskt material och restprodukten syre. Alger i form av växtplankton tillhör denna grupp av primärproducenter och deras utbredning regleras i Svenska vatten främst av tillgången på kväve, fosfor och kisel (Hjort, 2005).

Näringsämnena är dock vanligtvis inte lättillgängliga och algernas tillväxt gynnas om näringen återfinns i jonform och därmed kallas närsalt, så som exempelvis fosfater eller nitrat. Även förhållandet mellan de olika näringsämnena kan vara av vikt, då olika slags alger behöver olika mycket av respektive näringsämne. De flesta växtplanktonarter kräver ungefär 16 kväveatomer per fosforatom för fullgod tillväxt, där en kvot över 16 vanligtvis leder till fosforbegränsat vatten, medan en kvot som understiger 16 leder till kvävebegränsat ekosystem. De alger som bäst kan ta tillvara på kväveöverskottet vid en eventuell fosforbegränsning, kommer att få ett övertag mot de mer nischade arterna och konkurrera ut dessa. Biodiversiteten i området kan således komma att påverkas av ration mellan de olika näringsämnena (Trépanier et al., 2002, Naturvårdsverket, 2009). Cyanobakterierna kan här nämnas som ett exempel då dessa gynnas i kvävebegränsade miljöer då de är kvävefixerare. De kan således utnyttja fosforöverskottet för tillväxt, något flertalet övriga vattenlevande primärproducenter är oförmögna till. Östersjön har ett generellt överskott av fosfor, speciellt under vår och sommar då algernas blomning satts igång. Då algerna blommar tar de upp mycket näring från vattnet, varvid kvävet förbrukas först och lämnar ett klart fosforöverskott. Detta leder i sin tur till stor konkurrensfördel för de kvävefixerande cyanobakterierna, som då kan ha en riklig blomning. Övergödning av vattnet kan komma att ytterligare öka denna tillväxt (SMHI, 2012).

Övergödning, eller eutrofiering, är när det finns ett överskott på de annars begränsande näringsämnena, vilket leder till ökad alg tillväxt. Det är oftast de mer snabbväxande och ytbelägna algerna som gynnas av övergödning, vilka kan komma att tillväxa så kraftigt att siktdjupet minskar. Detta hindrar solljuset från att tränga ner i vattnet och kan leda till att makroalger och andra primärproducenter på större djup inte får tillräckligt mycket energi för att kunna upprätthålla sin fotosyntes, vilket i sin tur leder till minskad biodiversitet. Ytterligare stress på ekosystemet sker sedan då de stora mängderna snabbväxande och ofta kortlivade algerna dör. Detta då syre förbrukas vid nedbrytningen, vilket kan leda till syrebrist och i brist på syre leder en fortsatt nedbrytning till formation av

den giftiga föreningen vätesulfid. Botten förlorar då förmåga att agera som livsmiljö för både fiskar och bottenlevande djur, vilket ofta klassificeras som bottendöd (HaV, 2012)

Konventionen för skydd av den Nordöst atlantiska marina miljön (OSPAR konventionen) ratificerades av 14 europeiska kustländer den 25 mars 1998. Målet var att varje lands fosfat och kväveutsläpp skulle reduceras med 50 % mellan åren 1985-2005. Målet uppnåddes för de flesta länder rörande fosforhalten, men reduktionen av kväve halterna uppnådde inte 50 %. En större del av fosforutsläppen i förhållande till kvävet kom 1985 från punktkällor, så som avloppsvatten från industri och hushåll, medan kvävet till störst del härstammade från diffust läckage från åkermark. Jordbruket stod år 2010 för en tredjedel av fosforutsläppen och två tredjedelar av kväveutsläppen i Nordöstra Atlantens avrinningsområde (OSPAR, 2010).

Det finns flertalet andra dokument på internationell nivå som på något sätt behandlar övergödningsproblematiken inom EU, bland annat EU direktivet för behandling av urbant avloppsvatten 91/271/EEC, nitratdirektivet 91/676/ECC, direktivet för förebyggande och kontroll av föroreningar 2008/1/EC och EUs ramvattendirektiv 2000/60/EC (OSPAR, 2010).

2.4. Erosion vid vattendrag

Ett vattendrags grumlighet och mängd totalt suspenderade partiklar kan till stor del vara ett resultat av tillförsel av bland annat sand, silt och lerpartiklar. Denna tillförsel är vanligtvis ett resultat av landbaserad erosion, som kan bli substantiell om vissa förutsättningar föreligger (Williamson and Crawford, 2011). En markytas totala genomsnittliga jordförlust per år i ton/tunnland har ofta beräknats via olika slags reviderade versioner av USLE (Universal Soil Loss Equation). I USLE används data kring platsens regnfallsintensitet, markens infiltrationskapacitet, jordartens erosionsbenägenhet, markens lutning och längden på lutningen, marktäckningen samt hantering av markerna, för att beräkna markytans årliga jordförlust. Kraftiga regnskurar, siltiga jordar med låga halter av organiskt material, brant lutning på marken, avsaknad av marktäckande vegetation samt hårt bruk av jorden, är parametrar som tillsammans kan leda till omfattande jordförlust (Kinnell, 2008).

Ovanstående ingående faktorer påverkar även erosion vid vattendrag, som främst består av jordförlust från vattendragets banker eller erosion i själva vattenkanalen. Vattendragets banker eroderas då det sker ytavrinning vid regnfall och bankerna är ofta speciellt känsliga för brist på vegetation, överbetning samt plogning i närheten av vattendraget. Erosion av själva vattenkanalen sker under vattenytan och är ett resultat av den fysiska påverkan av det flödande vattnet i vattendraget. Detta gör att kanalerosionen är i synnerhet beroende av vattenflödets hastighet och riktning, djupet och brädden på kanalen, typ av jordart samt formen på vattendraget. Kraftig meandering kan leda till stor erosion längs vattendraget, men allt för uträtade vatten fåror har en tendens att leda till tydlig erosion under vattenytan, något som kan underminera bankerna och få dem att ge vika under sin egen tyngd (Elliot, 1995).

2.5. Havsöring

Vuxna havsöringar har ofta kustnära habitat, men könsmogna individer vandrar till strömmande, havsnära vattendrag under lekperioden oktober-mars. De befruktade äggen begravs där under ett lager av grus, för att försvåra åtkomsten för eventuella predatorer, där hålans djup bestäms av respektive honans storlek. Djupet på boet tenderar att påverka äggens överlevnadsgrad; desto djupare äggen är begravda, desto färre ägg tenderar att bli konsumerade innan kläckning. För djupt lagda ägg riskerar dock att dö av annan orsak, då äggen behöver tillgång till syre, som snabbt tenderar att ta slut i djupare bottenlager. De ägg som överlever kläcks vanligtvis i mitten av sommaren i norden, varefter ynglen håller sig kvar i sitt vattendrag under några år. Den lever då bland annat på mindre bottenlevande, insekter och plankton för att senare äta mindre fisk. Öringen blir ofta könsmogen vid 2-3 år och övergår ofta från stirr till smolt (utvandringsfärdig) under samma tidsperiod. Tiden det tar för öringen att nå smolt tenderar dock att öka med ökande latitud och skiljer sig från individ till individ. När öringen väl utvandrar till havet, och stått inför ytterligare fysiologiska förändringar, går de från smolt till ljusfärgad blanklax. I havet lever öringen av småfisk och kräftdjur, fram tills att det är dags för dem att återvända till det strömmande vattendraget för att leka (Freyhof, 2011).

2.6. Bakgrund om området

2.6.1. Allmän lokalbeskrivning

Säbybäcken ligger i en naturlig sänka i Landskronas landskap och fungerade således länge som en naturlig avrinningskanal för de omgivande markerna. Säbybäcken som den ser ut idag skapades dock som ett dikningsföretag år 1928, då man rensade upp och byggde ut sänkan i avsikt att dika ut omgivande areal. Säbybäcken kom således under lång tid för Säbydiket, en benämning som än idag används som alternativt namn. Dikesföretaget mynnade ut i havet och sträckte sig då 5 kilometer uppåt land, en siffra som idag ligger närmare 6 kilometer (Berggren, 1929, Fahlstedt, 2001). Diket var från början öppet, men kom att delvis kulverteras med betongrör av den dåvarande ägaren, svenska sockerfabriksaktiebolaget. Sockerbruket kulverterade 600 meter av diket och lade upp slagghögar över dess sträckning. Sockerbrukets aktivitet upphörde 1962 och kommunen har sedan 1978 ansvar över marken. Idag ligger koloniområdet kopparhögarna på de gamla slagghögarna, en del av kulverteringarna har åter öppnats upp och en miljödamm har skapats i anslutning till koloniområdet (Fahlstedt, 2001).

Bäcken har en höjdskillnad mellan början och utlopp på cirka 13 meter, vilket ger en medellutning på ungefär 2,2 meter per kilometer bäck. Lutningen är dock inte den samma under hela sträckan, utan klar variation finns. Variation i släntlutning vid bäcken är även tydlig, med högst värden närmare kusten och lägre inåt land (Fahlstedt, 2001).

Säbybäcken skapades som nämnt ovan främst för att ta hand om dräneringsvatten från åkermark, men tar idag även emot dagvatten längs större delen av sin sträckning. Dagvatten tillförsel sker från angränsande koloniområde, närliggande mindre vägar, motorvägen E6, järnvägen i form av västkustbanan samt till viss del från annan bebyggelse i norra Landskrona (Palm et al., 2012). Bäckens kapacitet var från början

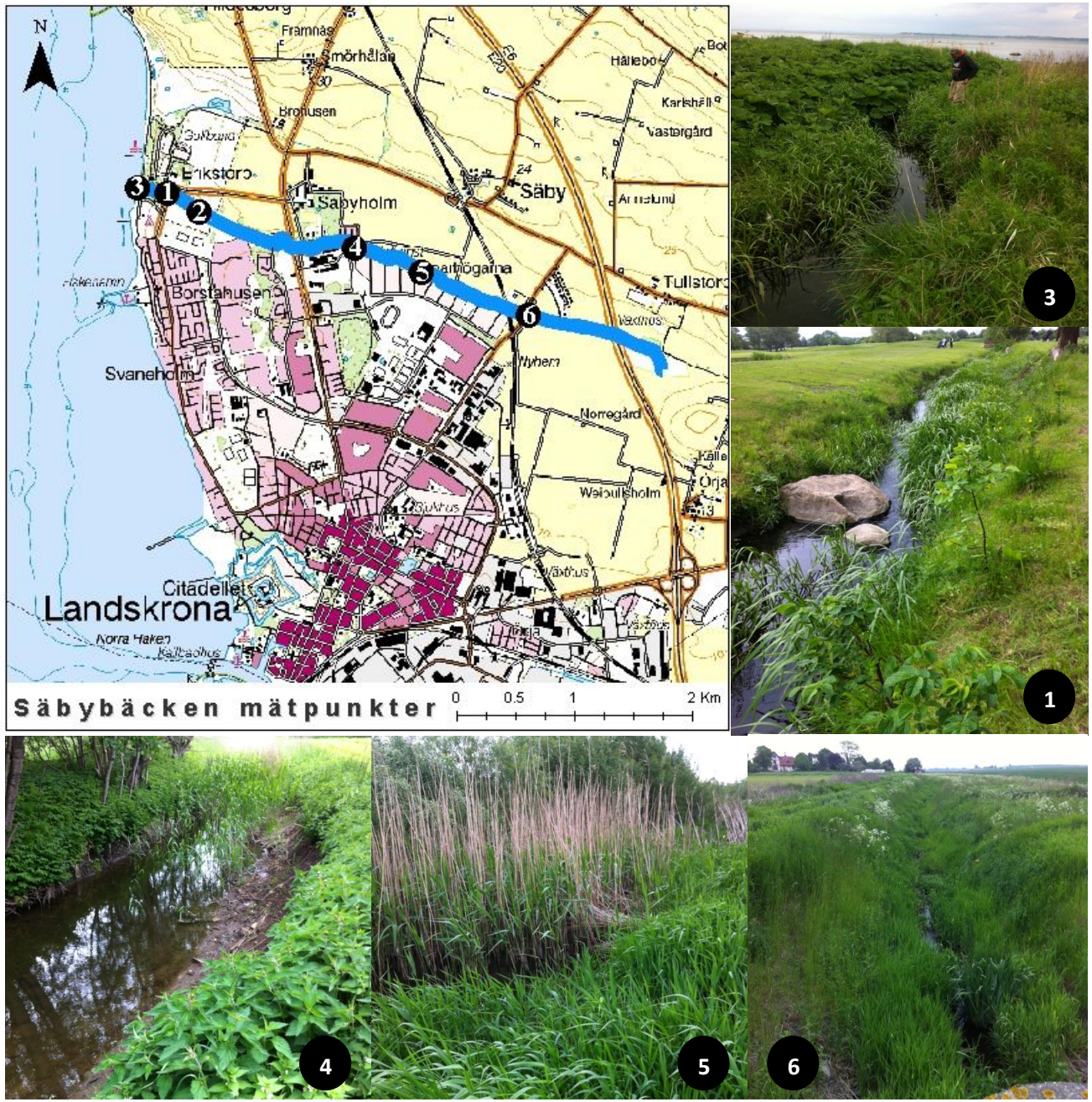
beräknad till 0,8 l/s per hektar åkermark, men tar idag emot ungefär 1,5 l/s/ha åkermark och utöver detta vatten tillkommer ovannämnda dagvatten från motorvägen. Bäckens olika sektioner har generellt ökat i bredd och djup sedan 1929 till följd av erosion av slänterna och efterföljande upprensning av botten, vilket minskar skillnaden mellan behövd och verklig kapacitet. Utjämningsmagasin vid västkustbanan har också skapats för att kunna utjämna flödet till bäcken om mycket nederbörd faller under kort tid. Vissa delar av avrinningsområdets ängar har dock haft marksättning, något som gjort att det från järnvägen och uppströms finns problem rörande kapaciteten. Marknivåändringen har gjort att det idag krävs en pump dimensionerad för 1,1 l/s/ha för att föra vattnet mellan bäcksektionerna. Uppströms motorvägen har marksättningen inneburit att vattentrumman under vägen ligger högre än bäckens botten, en botten som nästan helt saknar lutning och ligger mycket nära markytan. Detta har i sin tur inneburit att bäckens roll som dikning inte fungerar och omgivande marker är inte lämpliga för produktivt jordbruk på grund av ansamling av väta. Den dåliga dimensioneringen uppströms järnvägen och motorvägen har inneburit att bäcken räknas som mycket känslig för kraftiga regn och kan lätt komma att översvämmas vid exempelvis 20 års eller 100 års regn (Fahlstedt, 2001).

Det finns planer på att förändra bäckens närområde i avseende att skapa rekreationsområden och nya bostäder. Säbybäcken kan då komma att ges ett mer meandrande lopp, samt gå genom fler utjämningsmagasin. Detta för att ge bäcken ett mer tilltalande utseende, samt öka bäckens förmåga att klara ovanligt kraftiga regnfall (Fahlstedt, 2001, Palm et al., 2012).

Ett av de stora intressena som föreligger runt Säbybäcken rör dess djurliv, där kanske främst havsöringarna har kommit att uppmärksammas. Säbybäcken utgör en lekplats för havsöringarna och åtgärder har vidtagits för att förenkla deras parning (Säbybäckensvänner, 2009).

2.6.2. Mätpunkternas placering

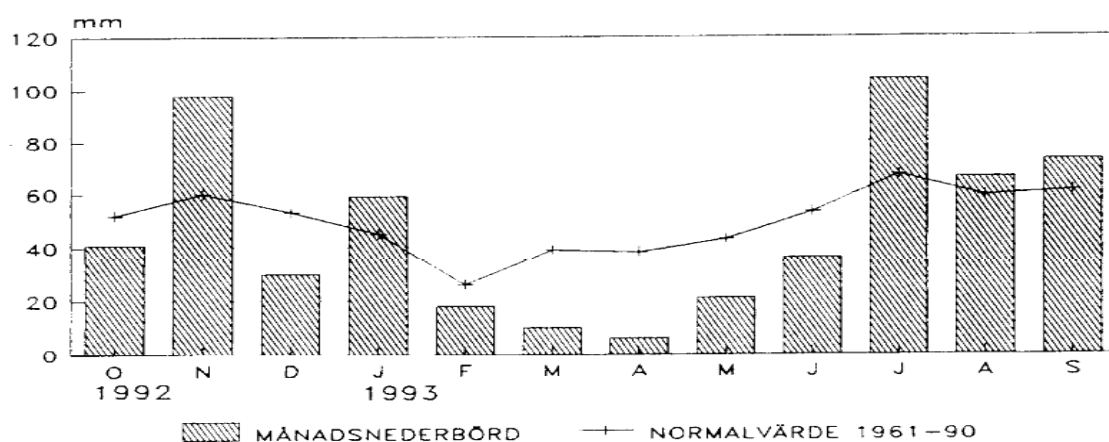
Platser där mätningar utförts för gällande rapport (se Tabell 4-Tabell 6) visas i Figur 1, där den tjocka blå linjen motsvarar Säbybäcken och de stora svarta, numrerade punkterna visar lokaliseringen av mätpunkterna. Numreringen motsvarar de punkter som nämns i Tabell 4-6 (punkt 1 är exempelvis således lokal 1 i Figur 1). Lokal 2 finns inte med på bild, men liknar till stor del lokal 1 och ligger liksom lokal 1 i anslutning till golfbanan.



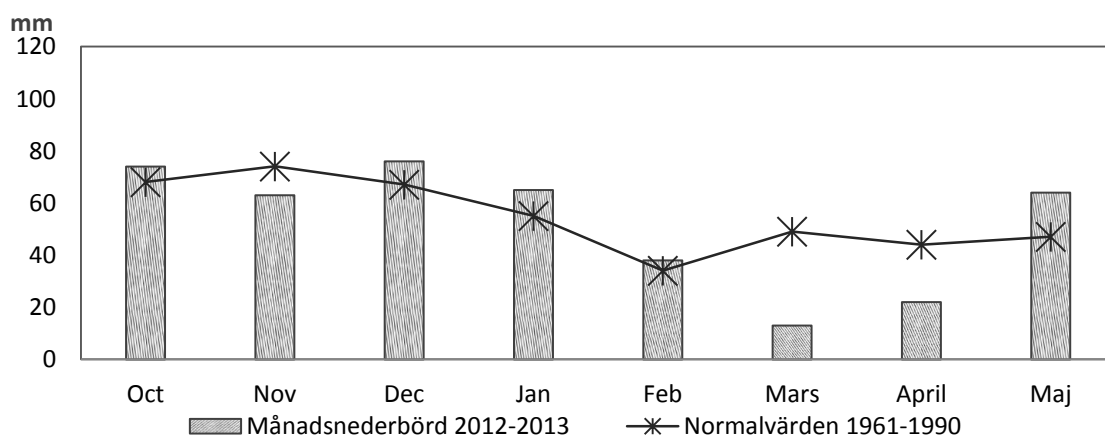
Figur 1. Kartan visar Säbybäcken och lokalerna för de mätningar som utfördes under mars-maj. Den blå linjen visar Säbybäcken, medan de stora, svarta punkterna visar var mätningar för denna rapport skett. Fotografiernas nummer överensstämmer med numret på kartan och är tagna i maj. Kartan baseras på data från Lantmäteriverket (Lantmäteriet 2010c).

3.5.1 Nederbörd

Den månadsvisa medelnederbördsmängden för Landskrona området, från oktober 1992 till och med september 1993, återfinns i Figur 2. Det var under dessa år som ekologgruppens mätningar utfördes (Tabell 1). Linjesegmenten i Figur 2 visar områdets månadsvisa normalvärde, där normalvärdena är baserade på metrologisk data från perioden 1961-90 (Holmström 1994). Figur 3 visar motsvarande data för år 2013. Mätstationen är i detta fall dock belägen i Helsingborg, då data från Landskrona station inte längre finns tillgänglig för nedladdning från SMHIs hemsida. Mätningarna i denna rapport utfördes under mars-maj. Mars och april uppvisade, under åren 1993 och 2013, nederbördsmängder som låg tämligen långt under normalvärdena (Holmström 1994, SMHI 2013). Området var därmed torrare än vad som var normalt för årstiden. Maj låg under normalvärdet 1993 men över normalvärdet 2013.



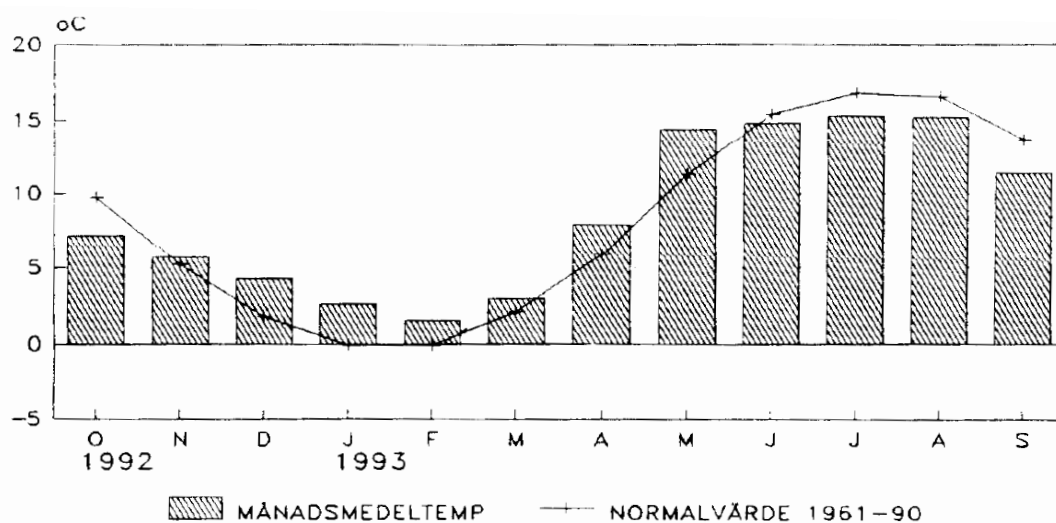
Figur 2. Nederbördsmängd i Landskrona (SMHI station 5252) under perioden oktober 1992- september 1993 i relation till normalvärden (Holmström, 1994).



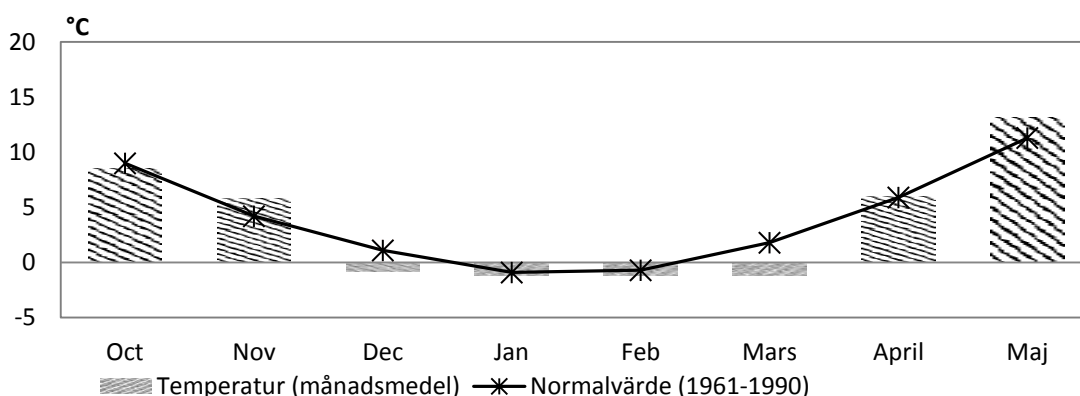
Figur 3. Nederbördsmängd i Helsingborg (SMHI) under perioden januari 2013-april 2013 i relation till normalvärden (SMHI, 2013).

3.5.2. Temperatur

Månadsmedlet rörande temperatur för Landskrona området, mellan oktober 1992 till och med september 1993, återfinns i Figur 4. Det var under dessa år som ekologgruppens mätningar utfördes (Holmström 1994). Linjesegmenten i Figur 4 visar områdets månadsvisa normalvärde, där normalvärdena är baserade på metrologisk data från perioden 1961-90. Figur 5 visar motsvarande data för år 2013. Mätstationen är i detta fall dock belägen i Helsingborg, då data från Landskrona station inte längre finns tillgänglig för nedladdning från SMHIs hemsida. Mätningarna i denna rapport utfördes under mars-maj. Under 1993 hade samtliga av dessa månader högre temperatur än normalperioden, medan mars 2013 hade lägre temperatur än mars medlet för normalperioden, medan maj och april låg strax under/över normalvärdet (Holmström 1994, SMHI 2013).

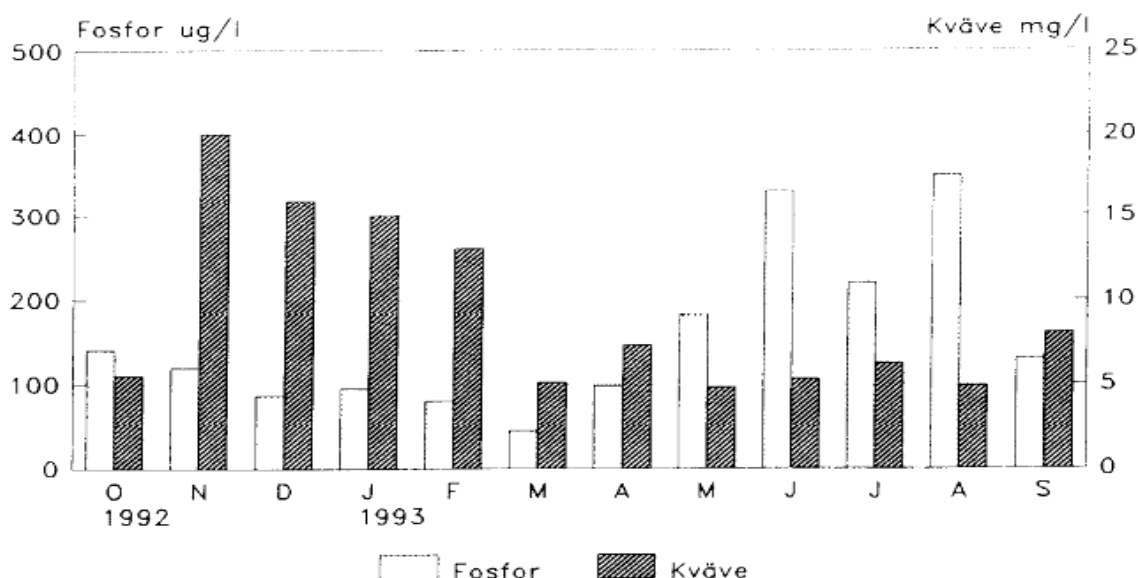


Figur 4. Månadstempertur i Landskrona (SMHI station 5252) under perioden oktober 1992- september 1993 i relation till normalvärden (Holmström, 1994).



Figur 5. Månadstempertur vid Helsingborgs station (SMHI) under perioden januari 2013-april 2013 i relation till normalvärden (SMHI, 2013).

3.5.2. Fosfor och kväve



Figur 6. Totalfosfor och totalkväve i Säbybäcken under tidsperioden oktober 1992 – september 1993. Kväve anges i mg/l och fosfor i µg/l (Holmström, 1994).

Mellan oktober 1992 och september 1993 utförde ekologgruppen mätningar över bland annat total-fosfor, total-kväve, grumlighet och konduktivitet i Säbybäcken. Resultatet av ovanstående mätningar visas i Figur 6 samt Tabell 1.

Tabell 1. Resultat från mätningar i Säbybäcken mellan oktober 1992 till september 1993. Min och max visar det minsta respektive högsta månadsmedelvärdet som uppmäts. Den upphöjda siffran bakom värdet indikerar vilken månad max/minvärdet uppmättes, där januari betecknas med 1 och december med 12 (Holmström, 1994).

Mätdata från Säbybäcken 1992-1993				Års-medelvärde	Min (månadsmedel)	Max (månadsmedel)
	Mars	April	Maj			
Temperatur (°C)	6,9	8,7	13,9	8,7	3,0 ²	15,3 ⁶
Grumlighet (FNU)	1,4	2,1	2,1	2,9	0,9 ⁹	6,5 ¹⁰
pH	8,2	8,2	8,1	8	7,8 ⁴	8,2 ³
Konduktivitet (µS cm-1)	886	959	990	902	781 ¹	990 ⁵
PO ₄ -P (µg/l)	35	69	150	118	35 ³	210 ⁶
Total fosfor (µg/l)	44	98	180	156	44 ³	350 ⁸
NH ₄ -N (µg/l)	<10	<10	25	-	<10 ^{11,12,1,3}	75 ¹¹
NO ₃ -N (µg/l)	4900	7100	3500	8267	2900 ⁶	19000 ¹¹
Totalt kväve (µg/l)	5100	7300	4800	9258	4800 ⁵	20000 ¹¹

Bedömningsgrunder rörande vattenkvalitet återfinns i Tabell 2. De flesta gränsvärden är hämtade från Naturvårdsverkets riktlinjer för vattenkvalitet i sjöar och vattendrag. Data från svenska/skånska vattendrag redovisas i Tabell 3 och baseras på mätningar utförda år 2007-2012 för SLUs fyra Skånska trendvattendrag; Klingavälsån, Skärån, Tolångaån samt Verkaån (SLU, 2013c).

Tabell 2. Sammanställning av bedömningsgrunder rörande vattenkvalitet, hämtade från främst naturvårdsverkets rapport 4913 - Sjöar och vattendrag. Samtliga variabler utom konduktivitet är hämtade från naturvårdsverket (Naturvårdverket, 1999). Konduktivitets värdena markeras med # är hämtade från Hjort (2005).

Parametrar	Bedömningsgrunder
Flödesmängd (m ³ /s)	Vattnet räknas som lugnt om <0,2
Vattentemperatur (°C)	Varierar naturligt över året
pH	Neutralt/nära neutralt: 6,8–7,9. Högt: 8-9
Konduktivitet (µS cm ⁻¹)#	Vanligtvis under 400 i svenska sötvatten#
Grumlighet medel (FNU)	Grumligt 1- 2,5. Mycket grumligt: >2,5
Färgtal (mg Pt/l)	Svagt färgat 10-25, Måttligt färgat: 25-60
Al (µg/l)	Brukar ligga under 10 µg/l i pH högre än 6
NH ₄ -N (µg/l)	Låga värden: 50-200
Tot. P (µg/l)	Extremt höga värden: >100. Låga värden:< 12,5
Tot. N (µg/l)	Höga halter: 625-1250, Mycket höga halter: 1250-5000

Tabell 3. Data från SLUs fyra skånska trendvattendrag; Klingavälsån, Skårån, Tolångaån samt Verkaån. De fyra vattendragens gemensamma medelvärde för respektive variabel och månad visas i tabellen tillsammans med årsmedelvärdet. Medelvärdena är baserade på data mellan åren 2007-2012 (SLU, 2013c).

Skånska trendvattendrag	Mars	April	Maj	Årsmedelvärde
Flödesmängd (m ³ /s)	-	-	-	-
Vattentemperatur (°C)	3,7	8,8	12,0	8,9
pH	7,7	7,9	7,9	7,7
Konduktivitet (µS cm ⁻¹)	312	324	344	334
Grumlighet medel (FNU)	4,9	3,4	4,2	5,1
Suspenderat material (mg/l)	-	-	-	-
Färgtal (mg Pt/l)	50,8	45,3	41,6	54,3
Al (µg/l)	126,1	84,6	77,7	132,6
Ca (mg/l)	51,3	53,6	56,7	55,3
Fe (µg/l)	384,2	309,3	323,4	447,1
K (mg/l)	2,2	2,1	2,1	2,4
Mg (mg/l)	3,5	3,8	4,1	4,0
Mn (µg/l)	61,5	51,7	72,7	79,5
Na (mg/l)	8,1	8,6	9,1	8,8
Cl (mg/l)	13,0	13,0	13,3	13,8
PO ₄ -P (µg/l)	21,3	12,4	14,3	28,3
SO ₄ (mg/l)	24,8	26,2	27,9	25,5
NH ₄ -N (µg/l)	68,8	24,0	30,7	57,7
NO ₂ +NO ₃ -N (µg/l)	1 928,6	1 441,2	1 196,8	1 596,2
Tot. P (µg/l)	49,2	35,3	43,1	58,0
Tot. N (µg/l)	2 526,1	2 096,3	1 593,7	2 083,1

3. Metod och datakällor

3.1. Mätmetoder och laboratorieanalyser

Vattenprovernas konduktivitet mätes via en portabel konduktivitetmätare. En liten mängd av den aktuella lokalens, rumstempererade prov användes för att skölja av mätsensorn innan den riktiga mätningen. Detta för att skölja bort rester av föregående provs jonkoncentration, så att inte detta skulle komma att påverka resultatet.

Grumligheten mätes med Hanna HI 93703 grumlighetsmätare. Tre små provburkar fylldes med vatten för varje lokal. Proverna mättes inte direkt i fält då grumlighetsmätaren är mycket känslig för påverkan från smuts om detta fastnar på provrörets sidor. Därav var det viktigt att se till att en så ren och ostörd miljö som möjligt fanns tillgänglig för mätningarna. Mätningarna gjordes inom 24 timmar efter provtillfället, då en stor del av de suspenderade partiklar som utgör grumligheten annars får tid att falla till botten. Det kan vara svårt att återfå suspension i proverna efter detta skett och mätningarna bör således ske så tidigt som möjligt.

Temperatur och pH mätes med Milwaukee's pH53 kombinerade pH- och temperaturmätare i fält. Tre prover per lokal togs längs bäckens transekt. Vid första fältarbetstillfället gjordes en kalibration utefter två lösningar med känt pH.

Flödes hastigheten i bäcken mättes med en flygel i fält. Ett vattendrags flödes hastighet varierar beroende på var i bäcken mätningarna tas och ett värde är således inte representativt för hela bäckavsnittet. Bäckens bredd mättes därför först ut. När bredden var framtagen delades bäckens bredd in i femtedelar och en flödesmätning per femtedel utfördes. Bäckens mitt motsvarade således den tredje femtedelen. Även bäckens djup, vid motsvarande flödes hastighetsmätning, registrerades. Djupet, bredden av varje djupsektion och flödes hastigheten användes sedan för att räkna ut flödesmängden.

Den totala mängden suspenderat fast material mättes inte i fält, utan proverna analyserades helt i labbet. För att avgöra halten av ovannämnda variabel så vägdes först ett oanvänt glasfiberfilter på en våg som uppmätte gram med decimalnoggrannhet på fem värdesiffror. Därefter filtrerades 100 ml av vattenprovet genom filtret, som därefter torkades i ugn ställd på 60 °C i 12 timmar. Det torra provet vägdes därefter igen och skillnaden mellan filtret före respektive efter filtreringen beräknades. Viktskillnaden som framkom användes därefter för att räkna ut lokalens halt av suspenderat material per liter vatten. Två filtreringar per lokal och tidpunkt gjordes för april och maj.

Absorbansen/färgen i vattenprover tagna i fält mättes i labb via Hach Lange Cadas 30S spektrofototrometer. En filtrering av proverna utfördes först för att ta bort större partiklar som inte bidrar till vattnets sanna färg. Proverna sattes därefter i fotospektrometern och bestrålades med ljus på 420nm, varvid spektrofotometern registrerade hur mycket av strålningen som absorberats av provet. Denna absorbans användes sedan för att räkna ut vattnets färgtal via formeln; färgtal (mg Pt/l) $\approx 500 \times \text{Abs}$. (SLU 2013a).

Kalcium, kalium, aluminium, mangan, magnesium, järn och natrium mättes via ICPAES analys i labb. Klorid, fosfat och nitralthalterna mättes med jonkromatografi medan koncentrationen av ammoniumjoner togs fram via FIA teknik (Olsson 2013).

3.2. Dataanalyser

3.2.1. GIS

3.2.1.1. *Georeferering och digitalisering*

Jordartskartan importerades som en bild till ESRI ArcMap för att georefereras utefter den redan definierade terrängkartan (Lantmäteriet 2010c). Sex tydliga och lätt urskiljbara punkter i terrängkartan länkades till sina motsvarigheter i jordartsbilden (SGU 2013). En första gradens polynomial transformering gjordes. Georefereringen uppdaterades och jordartskartan var därmed projicerad i SWEREF99 TM. ESRI:s ArcCatalog användes för att skapa en geodatabas, innehållande ett dataset med underklasser i form av ett ännu tomt polygonlager och ett linjelager. Topologi skapades för de två underklasserna. Varefter jordarterna digitaliserades in i polygonlagret och bäcken digitaliserades i linjelagret. Jordarterna baserades på den projicerade jordartskartan, medan Säbybäcken baserades på avrinningsområdeskartan från jordbruksverket (Fahlstedt 2001). Även avrinningsområdet från sagda avrinningsområdeskarta digitaliserades. Säbybäckens lopp korrigerades mot ortofotot (Lantmäteriet 2012), för att se så att den digitaliserade bäcken överensstämde med nämnda foto. Topologin kontrollerades för den digitaliserade Säbybäcken, jordarterna i området (SGU 2013), samt jordbruksverkets definition av avrinningsområdet, och fel åtgärdades. Dessa lager kunde därefter användas för vidare bearbetning och beräkningar.

3.2.1.2. *Det modellerade avrinningsområdet*

En avrinningsområdesberäkning gjordes även utefter den tillgängliga höjdmodellen för att se huruvida detta skulle ge samma resultat som jordbruksverkets definition. Höjdmodellens projektion definierades i ESRI ArcCatalog och rasterlagret importerades till ESRI ArcMap. För att få bort datafel i form av tomma pixlar så användes en utjämningsfunktion, där håligheterna fylldes i med de omgivande cellernas medelvärde. Denna fyllda höjdmodell användes för att avgöra vilken väg vattnet tar i landskapet baserat på höjd och lutning. Det resulterande flödesriktningslagret användes i sin tur för att skapa Säbybäckens avrinningsområde, vilken hädanefter i rapporten kommer att kallas modellerat avrinningsområde.

3.2.1.3. *Mätlokalernas positioner*

Koordinaterna för mätlokalerna längs Säbybäcken skrevs in i Microsoft Excel, sparades som en ESRI ArcMap kompatibel fil, importerades till en tidigare skapad geodatabas och importerades därifrån till ESRI ArcMap som en tabell. Tabellens x och y data, vilka motsvarar punkternas koordinater, sattes till att visas som punkter. Den nya kartdatan exporterades till en shapefil för att spara ändringarna permanent och shapefilen importerades till ESRI ArcMap och överlades med översiktskartan och den digitaliserade Säbybäcken.

3.2.1.4. *Avrinningsområdets/buffertzons markanvändningsklasser och jordarter*

För att få fram de olika jordarternas respektive markanvändningsklassernas utbredning och fördelning i Säbybäckens avrinningsområde, så gjordes överlagringar, mellan avrinningsområdet (från jordbruksverket) och markanvändningskartan samt jordartskartan. I detta fall överlagrades data de segment där båda ingående lager har datavärden. Arean för respektive klass av markanvändning i avrinningsområdet och jordarterna i avrinningsområdet beräknades i respektive kartas attributtabell. Den procentuella fördelningen av olika klasser av jordarter/markanvändning beräknades sedan i Microsoft Excel.

En 10 meters buffertzons längs den tidigare digitaliserade Säbybäcken skapades också i ESRI ArcMap, denna buffertzons överlagrades i sin tur med jordartskartan och markanvändningskartan för att få fram vilka jordarter och vilken markanvändning som fanns i bäckens omedelbara närhet. Den procentuella fördelningen beräknades i Microsoft Excel.

3.2.2. **Statistik**

De olika variablerna behandlades i statistikprogrammet IBM SPSS statistics 20 för att utröna om eventuella samband gick att urskönja mellan dessa. Pearsons multipla korrelation användes till dessa sambandsstudier, där även signifikansen av eventuella samband visades.

3.2.3. **Jonratio och konduktivitets diagram**

Ett vattens ursprung har visat sig kunna förutsägas utifrån vattnets halter av klorid och kalcium i förhållande till konduktiviteten (Van Wirdum, 1980). Jonration mellan klorid och kalcium beräknades via nedanstående ekvation i Excel.

$$I.R. = \frac{0.5 * Ca^{2+}}{(0.5 * Ca^{2+}) + Cl^{-}} \quad \text{Eq. 1 (Van Wirdum, 1980).}$$

Jonratiovärdena för de olika mätomgångarnas och lokalerna jämfördes mot korresponderande konduktivitets värde i ett punktdiagram i Microsoft Excel. Även värden för totalt regnmatade, grundvattenmatade samt havsvattenmatade system sattes in i diagrammet.

3.3. **Datakällor**

3.3.1. **Vattenkemi för de skånska trendvattendragen**

Data kring vattenkemi för fyra skånska trendvattendrag; Verkaån, Tolångaån, Klingavälsån och Skärån hämtades från SLU's databank om vatten och miljö (SLU, 2013c). Då trendvattendragens värden skulle jämföras med Säbybäckens, sammanställdes data från mars-maj, samt det årliga medelvärdet. Trendvattendragens data för respektive månad baseras på värden från 2007-2013, medan det årliga värdet är ett medelvärde baserat på samtliga månader under 2011-2012.

3.3.2. Vattenkemi och klimatdata för Säbybäcken

Säbybäckens mätvärden rörande vattenkemi för perioden oktober 1992- september 1993 hämtades från en miljöövervakningsrapport framställd av Ekologgruppen i Landskrona (Holmström, 1994). Rapporten omfattade data över samtliga av kommunens vattendrag och var främst inriktad på närsaltshalter. Även metrologiskdata från oktober 1992- september 1993 beskrevs i ovannämnda rapport. De månatliga temperaturerna och nederbörds mängderna för 2013 hämtades från SMHIs webbaserade datakatalog över metrologisk data (SMHI, 2013) och informationen sammanställdes för de månader då mätningar skett.

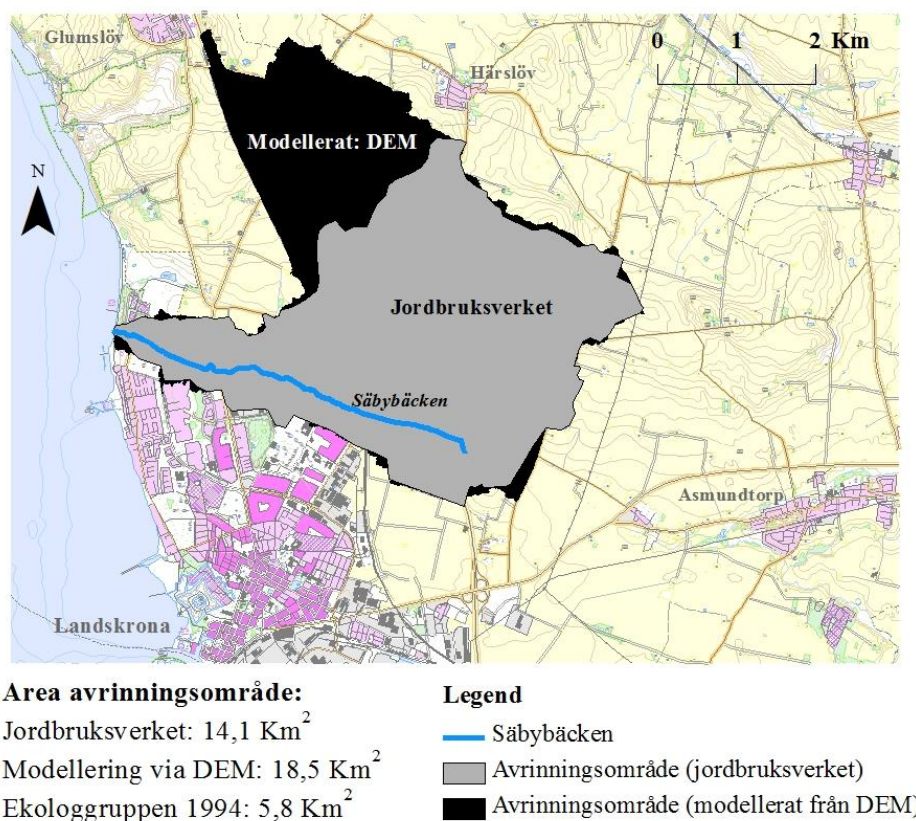
3.3.3. Kartmaterial

Kartmaterial för GIS-analyserna är framtagna av lantmäteriet och laddades ner från SLUs webbaserade geografiska extraktionsverktyg (GET). Rasterdata i form av ett ortofoto, en digital höjdmödel (DEM), marktäckningskarta, terrängkarta och översiktskarta laddades ner i GeoTiff format, med angiven projektion i Swereff99 TM och RH 2000 i höjdd (SLU, 2013b). Höjdmödeln är framtagen via flygburen laserskanning och har en upplösning på 2 meter med ett medelfel i höjdd på mindre än 0,5 meter (Lantmäteriet, 2013). Ortofotot över landskrona kommun har en upplösning på 1 meter och är presenterat i färg (Lantmäteriet, 2012). Klassindelningen av marktäckningen är baserad på EUs klassificeringssystem, CORINE Land Cover, som består av 58 olika klasser (Lantmäteriet, 2010a). Terrängkartan har en upplösning på 5 meter, och en ungefärlig noggrannhet på 10 meter (Lantmäteriet, 2010c). Översiktskartan har en upplösning på 25 meter på marken och har en hydrologisk noggrannhet på 50 meter, övriga objekt kan ha kommit att generaliserats och då kan avvikelser på upp till 300 meter förekomma (Lantmäteriet, 2010b).

Jordbruksverkets översiktskarta över Säbybäckens avrinningsområde i skala 1:20 000 användes i gällande rapport. Säbybäckens avrinningsområde som nämns ibland annat Figur 9 - Figur 12 är baserad på denna kartas definition av avrinningsområdet gällande avgränsning och storlek (Fahlstedt, 2001). En avrinningskartering via GIS gjordes också för gällande rapport och baserades på höjdmödeln som hämtats från lantmäteriet.

En jordartskarta och bergrundskarta över Landskrona i skala 1:50 000 beställdes via Sveriges geologiska undersöknings karttjänst och levererades som en PDF fil. De var därmed ej direkt kompatibla med något GIS program. Objekt mindre än 50 meter generaliserades och visas därmed inte på kartorna (SGU, 2013).

4. Resultat



Figur 7. Säbybäckens avrinningsområde enligt olika källor och beräkningar. Det grå området visar avrinningsområdets storlek enligt data från jordbruksverket (Fahlstedt, 2001). Det svarta området visar det modellerade avrinningsområdet och är baserat på höjdm modeller från lantmäteriets lasermätningar. Den blå linjen visar Säbybäckens lopp (Lantmäteriet, 2012). Arean för området uppmättes enligt jordbruksverket till 14,1 km² (Fahlstedt, 2001), medan den blev 18,5 km² enligt modelleringen och ekologgruppen menade att avrinningsområdets storlek uppgick till 5,8 km² (Holmström, 1994). Terrängkartan är hämtad från lantmäteriet (Lantmäteriet, 2010c).

Säbybäckens avrinningsområde visas i Figur 7. Uppskattningen av avrinningsområdets storlek skiljer sig åt mellan olika beräkningar och källor. Tre olika värden på avrinningsområdets area framkom. Det största värdet för avrinningsområdets storlek framkom via den modellerade beräkningen, som baserades på data från lasermätningar av områdets höjd för att finna naturliga vattendelare i landskapet. Den minsta uppskattningen kom från ekologgruppens rapport angående mätningarna utförda oktober 1992- september 1993. Det modellerade avrinningsområdets area var ca 3,2 gånger så stort som avrinningsområdets area enligt ekologgruppen. Det är avrinningsområdesdatan från Jordbruksverket som används i kommande beräkningar och som avses vid omnämmandet av Säbybäckens avrinningsområde för resterande resultatdel.

Årets mätningar i Säbybäckens utfördes den 21 mars, den 11 april samt den 28 maj. Resultatet av mätningarna för mars, samt efterföljande analyser, visas i tabell 4-6. Bäckens medelflödesmängd låg runt 0-0,1 m³/s för samtliga lokaler, med ett medel-pH på 8 och en medelkonduktivitet på 650 µS cm⁻¹. Grumlighetsvärdena uppmättes till 3,1 FNU i medeltal och medelfärgtalet för hela bäcken färgtal var 22,1 mg Pt/l. Nivåerna av PO₄-P var

för låga för att kunna detekteras i analysen för mars-mätningen, medan de kvävehaltiga föreningarna NO₃-N samt NH₄-N uppnådde mätbara nivåer.

Tabell 4. Mätningar vid Säbybäcken gjorda under mars månad. Färgtalet är beräknat utifrån vattenprovernas absorbans (420nm/5cm), där mg Pt/ liter står för platinum enheter per liter vatten. Metaller och näringsämnen anges antingen i mikrogram ämne per liter vatten (µg/l) eller milligram ämne per liter vatten (mg/l).

Mätningar Säbybäcken		Datum: 2012-03-21				
Punkt	1	2	3	4	5	6
Icke kemiska variabler						
Medeldjup (cm)	18	19	23	21	25	9
Medelbredd (cm)	180	135	180	295	170	110
Flödesmängd (m ³ /s)	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Vattentemperatur (°C)	1,6	1,6	1,7	1,8	3,3	1,4
pH	8,0	8,2	8,4	7,8	7,7	7,8
Konduktivitet (µS cm ⁻¹)	655	664	656	652	647	626
Grumlighet medel (FNU)	3,8	2,5	2,9	4,2	3,4	1,7
Suspenderat material (mg/l)	1,1	5,0	3,0	4,3	3,0	1,0
Färgtal (mg Pt/l)	23,5	20	20,5	21	22,5	25
Kemiska variabler						
Al (µg/l)	33	32,4	33	27,7	14,6	0,5
Ca (mg/l)	124,0	124,0	120,0	125,9	124,7	128,8
Fe (µg/l)	220,9	235,1	229,6	169,2	188,8	234,3
K (mg/l)	5,2	5,4	5,4	5,1	5,1	4,2
Mg (mg/l)	12,3	12,5	12,6	11,5	11,5	9,4
Mn (µg/l)	54	44,2	44,7	73,4	163,6	142,2
Na (mg/l)	33,0	33,2	33,3	29,7	29,0	23,2
Cl (mg/l)	48,5	46,7	45,8	45,1	38,2	34,0
PO ₄ -P (µg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO ₄ (mg/l)	17,5	16,8	16,1	17,3	17,0	15,5
NH ₄ -N (µg/l)	50,0	67,0	35,8	33,8	48,8	14,0
NO ₃ -N (µg/l)	5100	4980	4680	5590	4686	5600

Resultatet av mätningarna för april, samt efterföljande analyser, visas i Tabell 5. Bäckens medelflödesmängd låg runt 0-0,1 m³/s för samtliga lokaler, med ett medel pH på 8,1 och en medelkonduktivitet på runt 850 µS cm⁻¹. Grumlighetsvärdena uppmättes till 2,5 FNU i medeltal och medelfärgtalet för hela bäcken var 19,3 mg Pt/l. Nivåerna av PO₄-P i vattenproverna var generellt sätt för låga för att detekteras även för april, dock hade punkt 2 (lokaliserad precis efter kulverteringen, i början av golfbanan) uppmätbara nivåer av fosfatfosfor. NO₃-N uppnådde klart mätbara nivåer i april, med ett högsta värde på runt 8 milligram kväve per liter vatten, ett värde som uppmättes vid det jordbruksdominerade området i punkt 6. Den genomsnittliga total kväve halten låg på runt 4 mg/l under april.

Tabell 5. Mätningar vid Säbybäcken gjorda under april månad. Färgtalet är beräknat utifrån vattenprovernas absorbans (420nm/5cm), där mg Pt/ liter står för platinum enheter per liter vatten. Metaller och näringsämnen anges antingen i mikrogram ämne per liter vatten ($\mu\text{g/l}$) eller milligram ämne per liter vatten (mg/l).

Mätningar Säbybäcken		Datum: 2012-04-11				
Punkt	1	2	3	4	5	6
Icke kemiska variabler						
Medeldjup (cm)	16	21	22	23	23	6
Medelbredd (cm)	180	135	180	295	170	110
Flödesmängd (m^3/s)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Vattentemperatur ($^{\circ}\text{C}$)	4,2	4,3	4,3	5,0	7,0	5,8
pH	8,3	8,1	8,3	8,1	7,6	8,3
Konduktivitet ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	759	769	889	899	983	778
Grumlighet medel (FNU)	2,5	2,9	2,4	2,2	0,7	4,3
Suspenderat material (mg/l)	14,3	4,9	3,6	2,0	9,5	7,1
Färgtal (mg Pt/l)	35,5	17	15,5	17,5	12	18
Kemiska variabler						
Al ($\mu\text{g/l}$)	0	0	0	0	0	0
Ca (mg/l)	136,4	137,1	134,1	137,3	143,8	119,8
Fe ($\mu\text{g/l}$)	226,6	219,7	190,9	145,9	136,9	348,4
K (mg/l)	6,1	6,8	6,0	6,0	6,2	3,5
Mg (mg/l)	13,7	13,5	13,6	13,0	13,0	9,1
Mn ($\mu\text{g/l}$)	4,3	3,8	3,5	3	161,5	202,4
Na (mg/l)	30,6	30,5	30,6	29,0	26,1	21,9
Cl (mg/l)	40,8	41,6	40,1	38,3	35,4	34,0
$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\mu\text{g/l}$)	0,0	261,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO_4 (mg/l)	29,2	28,1	28,2	28,7	32,3	12,9
$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	39,6	73,0	47,9	36,6	22,6	3,2
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$)	2161	2234	2044	2070	1852	5486
Tot. P ($\mu\text{g/l}$)	0,0	236,2	0,0	0,0	0,0	6,5
Tot. N ($\mu\text{g/l}$)	3155	3282	3185	3170	2694	7934

Resultatet av mätningarna för maj, samt efterföljande analyser, visas i tabell 6. Bäckens medelflödesmängd låg under $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ för samtliga lokaler. pH var i medel 7,8 och den genomsnittliga konduktiviteten var $670 \mu\text{S cm}^{-1}$. Grumlighetsvärdena uppmättes till 3 FNU i medeltal och det suspenderade materialet för hela bäcken låg runt 7 mg suspension per liter vatten.

Tabell 6. Mätningar vid Säbybäcken gjorda under maj månad. Färgtalet är beräknat utifrån vattenprovernas absorbans (420nm/5cm) och mg Pt/l står för platinum enheter per liter vatten. Metaller och näringsämnen anges antingen i mikrogram ämne per liter vatten ($\mu\text{g/l}$) eller milligram ämne per liter vatten (mg/l).

Mätningar Säbybäcken		Datum: 2012-05-28				
Punkt	1	2	3	4	5	6
Medeldjup (cm)	21	22	26	24	28	12
Medelbredd (cm)	180	135	180	295	170	110
Flödesmängd (m^3/s)	> 0,2	> 0,2	> 0,2	> 0,2	> 0,2	> 0,2
Vattentemperatur ($^{\circ}\text{C}$)	13,6	13,4	13,8	14,3	11,7	12,3
pH	8,0	8,0	8,2	8,0	7,6	8,2
Konduktivitet ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	675	679	674	653	665	671
Grumlighet medel (FNU)	4,3	3,2	3,7	3,3	1,8	1,5
Suspenderat material (mg/l)	8,3	2,8	8,9	13,0	6,0	3,5
Färgtal (mg Pt/l)	26,5	24,8	23,3	25	21,8	17

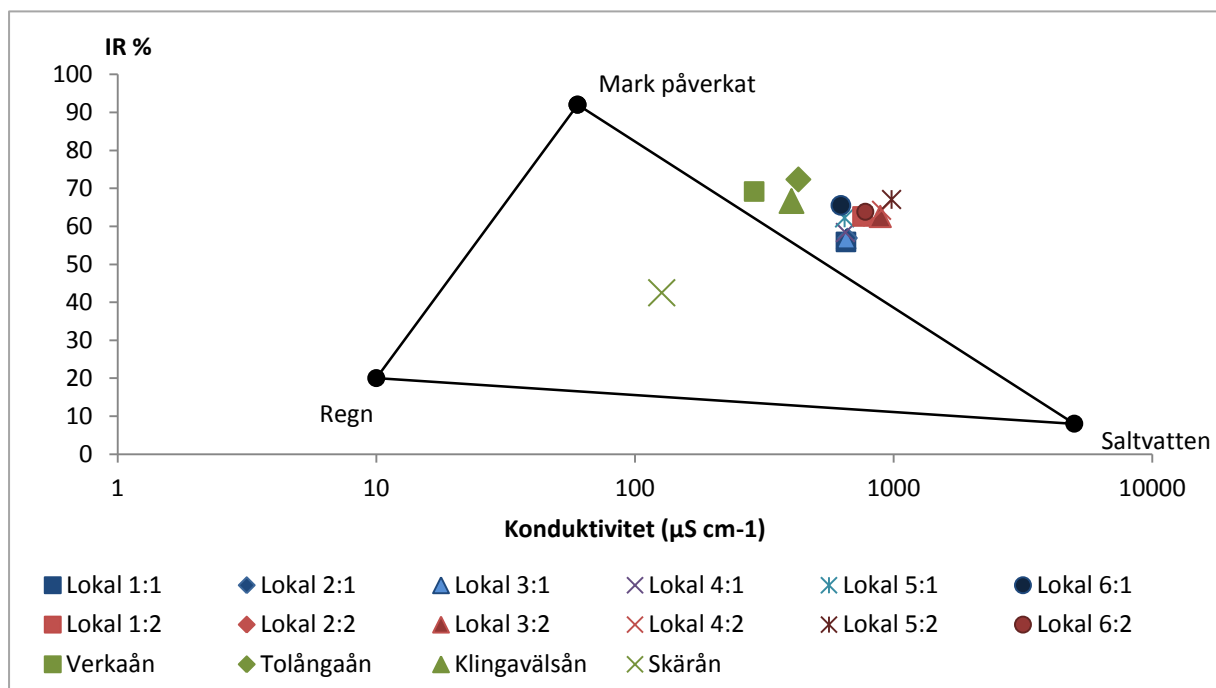
Ett medelvärde för Säbybäckens olika variabler beräknades för perioden mars-maj och jämfördes med data från SLUs trendvattendrag under mars-maj. Skillnaden mellan Säbybäckens värden jämfört med trendvattendragens visas i Tabell 7. Vattentemperatur, grumlighet, färgtal, järnhalt, sulfathalt, fosforhalt och ammoniumhalt var lägre i Säbybäcken än i trendvattendragen. De övriga variablerna var i allmänhet högre. Av närsalterna är kvävehalterna nästan dubbelt så höga i Säbybäcken jämfört med trendvattendragen, medan fosforhalterna i Säbybäcken uppgår till drygt en 10 del av trendvattendragets medel.

Tabell 7. Den procentuella skillnaden mellan värdena för Säbybäcken respektive SLUs trendvattendrag för respektive variabel. Skillnaden är baserad på ett medelvärde för alla Säbybäckens lokaler och under perioden mars-maj. Ett minus framför respektive siffra visar att Säbybäcken har lägre värden jämfört med SLUs trendvattendrag, medan de positiva värdena visar hur många procent högre Säbybäckens värden är jämfört med datan från SLUs trendvattendrag.

Procentuell skillnad mellan Säbybäcken och trendvattendragen			
Variabel	Procent	Variabel	Procent
Vattentemperatur ($^{\circ}\text{C}$)	-20	Mn ($\mu\text{g/l}$)	20
pH	3	Na (mg/l)	240
Konduktivitet ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	120	Cl (mg/l)	210
Grumlighet medel (FNU)	-30	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	40
Färgtal (mg Pt/l)	-50	SO ₄ (mg/l)	-20
Ca (mg/l)	140	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	-4
Fe ($\mu\text{g/l}$)	-40	NO ₂ +NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	150
K (mg/l)	150	Tot P ($\mu\text{g/l}$)	-90
Mg (mg/l)	220	Tot N ($\mu\text{g/l}$)	90

Förhållandet mellan vattenprovernas uppmätta konduktivitet samt jonration, vilken baseras på vattenprovets Ca och Mg halter, visas i Figur 8. Konduktiviteten varierade mellan 630-900

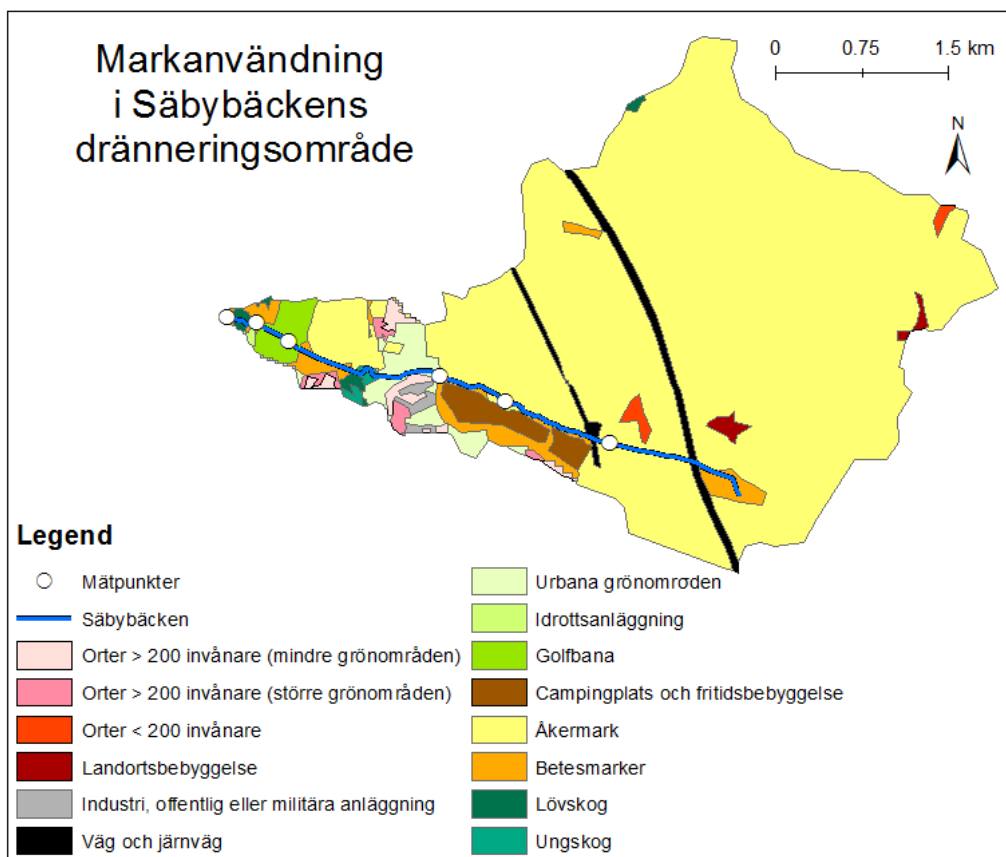
$\mu\text{S cm}^{-1}$, medan jonration låg runt 56-67% beroende på lokal samt mätillfälle för Säbybäcken. Säbybäckens värden placerar den mellan markpåverkade värden och saltvatten. Det samma gäller för tre av SLUs trendvattendrag, med undantag för Skärån, som har lägre jonratio och konduktivitet än övriga lokaler.



Figur 8. Graf över jonration (IR) gentemot konduktiviteten i $\mu\text{S cm}^{-1}$. Förhållandet mellan konduktivitet och jonratio kan påvisa ett vattendrags ursprung. Vattendrag som till störst del är regnmatade uppvisar låg konduktivitet och jonratio, grundvattenmatade vattendrag har hög jonratio medan vatten påverkade av havssalt eller föroreningar går mot höga konduktivitetsvärden. Siffrorna efter lokal (ex Lokal 1:2) i legenden står för punktnummer respektive datum. Datum 1 är datumet då den första omgången prover togs (2013-03-21), medan datum 2 är när andra provomgången gjordes (2013-04-11). Även värden för SLUs trendvattendrag; Verkaån, Tolångaån, Klingavälsån och Skärån visas i diagrammet.

En karta över den aktuella markanvändningen i Säbybäckens avrinningsområde visas i Figur 9, medan Figur 10 visar hur stor del av det totala avrinningsområdet som varje kategori utgör. Ovanstående figurer påvisar att åkermark är den markanvändningsklass som starkt dominerar i Säbybäckens avrinningsområde. Åkermarken står för 87 % av den totala arean och följs därefter av kategorin väg/järnväg på 4 %, samt betesmark på 2 %. Markanvändningskartan visar att åkermark, betesmark och urbana grönområden dominerar landskapet precis i anslutning till bäcken. I en buffertzoon på 10 meter runt bäcken används 47 % av ytan som åkermark, 26 % som bete, 11 % som urbana grönområden och 8 % som golfbana.

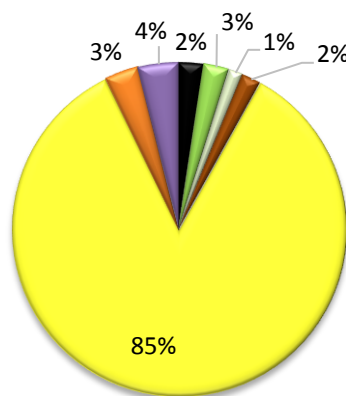
Dräneringsområdets jordarter och deras utbredning i landskapet visas på kartan i Figur 11. Störst del av avrinningsområdet ligger på moränlera, vilket även visas i Figur 12, som åskådliggör att 77 % av området ligger inom ovanstående jordartskategori. Postglacial sand är den näst största kategorin och upptar 10 % av den totala dräneringsarean, följt av älvsediment på 3 %. Jordartskartan visar att olika slags sand, kärrtorv och fyllning dominerar landskapet precis i anslutning till bäcken. I en buffertzoon på 10 meter runt bäcken så skulle 37 % av ytan bestå av kärrtorv, 33 % postglacial sand och 22 % av sanddominerad fyllning.



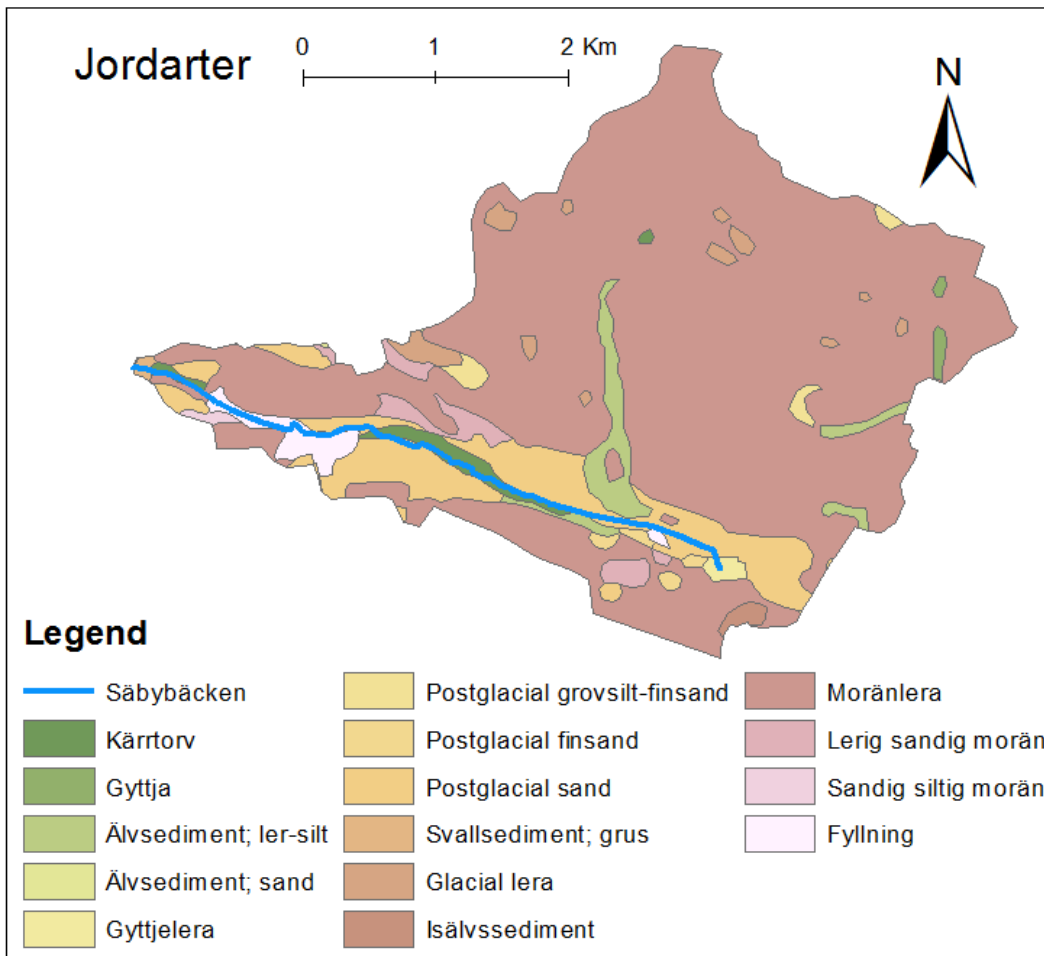
Figur 9. Markanvändning i Säbybäckens avrinningsområde. Avrinningsområdet är baserat på en karta från jordbruksverket (Fahlstedt, 2001).

Markanvändning

- Väg och järnväg
- Urbana grönområden
- Golfbana
- Fritidsbebyggelse
- Åkermark
- Betesmarker
- Övrigt



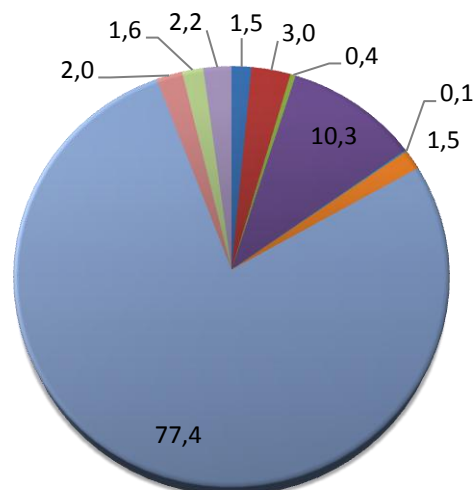
Figur 10. Markanvändning i Säbybäckens avrinningsområde i procent. Kategorin övrigt innefattar skog samt olika slags bebyggelse.



Figur 11. Karta över jordarternas utbredning i Säbybäckens avrinningsområde. Avrinningsområdet är baserat på jordbruksverkets definiering (Fahlstedt, 2001).

Jordarter

- Kärrtorv
- Älvsediment; ler-silt
- Gyttjelera
- Postglacial sand
- Svallsediment; grus
- Glacial lera
- Moränlera
- Lerig sandig morän
- Fyllning
- Övrigt



Figur 12. Jordarternas procentuella fördelning i Säbybäckens avrinningsområde.

5. Diskussion

5.1. Skillnader mellan provlokalerna

Lokal 5 var belägen vid koloniområdet och uppvisade klara skillnader i temperatur, konduktivitet, pH och grumlighet gentemot övriga undersökningslokaler. Den femte lokalens pH- samt grumlighetsvärden var låga, medan temperaturen var relativt hög i mars/april och relativt låg i maj, jämfört övriga lokaler. Vattendrag påverkade av havsvatten brukar generellt ha ett högre pH samt högre konduktivitet än sötvatten (Chapman, 2005) och vattendrag som mynnar ut i hav kan således tendera att ha ett stigande pH ju närmare vattendragets mynning man kommer (Shmueli, 1999). Enligt Tabell 4 och 5 så ökar förekomsten av klor och natrium i Säbybäcken ju närmare havet mätningarna utförts, detta indikerar att det finns ett viss påverkan från saltvatten vid Säbybäckens mynning via exempelvis saltspray. Lokal nummer 5 ligger inte i direkt anslutning till havet och skillnaden i pH och konduktivitet skulle kanske vid en första anblick kunna antas vara ett resultat av ovanstående. Vid en jämförelse mellan de lokaler som ligger närmast lokal nummer 5, så borde dock även dessa visa lägre pH jämfört med de mer havsnära mätplatserna. Detta framkommer inte i mätserierna, tvärtom så har lokal 6 tämligen högt pH jämfört med nummer 5 och förändringen i pH är brant mellan plats 4 och 5, något som inte kan förklaras utefter lokalernas avstånd till havet.

Det ligger ett koloniområde precis vid lokal 5, något som skulle kunna påverka vattnet genom utsläpp av dagvatten och uppumpning av grundvatten, vilket skulle kunna påverka så väl konduktivitet som temperatur och pH. Det är tämligen stor skillnad i vattenmängd mellan punkt 5 och 6, något som skulle kunna antas bero på utsläpp från koloniområdet. Den största mängden vatten verkar dock tillkomma strax innan koloniområdet och det finns därmed inga tydliga indikationer på att kolonin släpper ut tillräckligt mycket vatten för att kunna påverka vattenkemin i den utsträckning som krävs för att sänka pH värdet med nästan en hel enhet.

Skiftet i pH skedde även ganska hastigt längs bäcken och utan några tydliga utsläpp i närheten av skiftesplatsen. Det verkar således som om pH sänkningen är ett resultat av någon process i bäcken och inte en sänkning resulterad av utsläpp av surare vatten. Den enda tydliga, synliga faktor som särskiljer lokal 5 från de övriga är överflödet av både grönskande och halvnedbruten vassvegetation. Vassvegetationens fotosyntes sker ovanför vattenytan, medan nedbrytningen av det döda organiska materialet sker under vattenytan (Tonderski et al., 2002). Detta kan vara väsentligt rörande pH nivåerna, då respiration avger koldioxid och fotosyntes kräver koldioxid. Om ingen fotosyntes sker under vattenytan finns ingen motverkande faktor mot respirationens koldioxidtillförsel och pH värdena blir då troligen lägre.

Den stora mängden vass har dock även medfört stora mängder dött material. Det är inte troligt att det ytterst lugna flödet i denna del av bäcken kan föra ner tillräckligt mycket syre för att tillgodogöra en aerob nedbrytningsprocess. Det är troligt att sulfat således har börjat användas som syre källa för nedbrytande bakterier, om det råder anaeroba förhållanden. Restprodukten H_2S , som har en tydlig lukt, agerar som syra upplöst i vatten (Chapman, 2005). Då vattnet vid lokalen luktar likt ruttna ägg, är det troligt att huvuddelen av sänkningen i pH kommer från just ovannämnda anaeroba nedbrytning.

Mängden vass kan kanske också förklara såväl de låga kvävehalterna som den begränsade grumligheten vid lokalen. Detta då dött organiskt material är själva drivkraften för denitrifikation (Tonderski et al., 2002), vilket av naturliga skäl påverkar halten nitrit och därmed kväve i vattendraget. De levande växterna utgör i sin tur ett hinder för vattnet, något som minskar flödes hastigheten och stimulerar till sedimentation av suspenderade partiklar (Follett, 2008). Detta samtidigt som växternas rotsystem motverkar resuspension av sedimentet vid kraftigare flöde, något som skulle kunna förklara den låga grumligheten vid lokal 5.

5.2. Skillnader mellan vattenkvalitetsmätningarna 1994 och 2013

Nederbörds mängderna för området låg under normal värdena för samtliga mätningar under mars och april för både 1993 och 2013. Dock var nederbörden i april något lägre under 1993 jämfört med 2013 och det samma gäller för februari månad. Variabler så som konduktivitet, färg, grumlighet och närsaltshalter kan till viss del variera med den fallna nederbörden (Minella et al., 2008, Chapman, 2005) och efterföljande flödesförändringar i vattendrag som ej är helt grundvattenmatade. Skillnader i nederbörds mängder är därmed av intresse vid en jämförelse mellan de två årens mätvärden. Mars och april hade låga nederbörds mängder, både år 1993 och 2013, med nivåer som torde vara jämförbara. Maj var något blötare 2013 än 1993, något som bör tas med i beräkningen vid analys av datan. Att nederbörden för 2013 är hämtad från Helsingborg och inte Landskrona kan till viss del påverka värdena. Närheten mellan lokalerna och den inte alltför annorlunda topografin gör dock att allt för stora fel i nederbörds mängd undviks och Helsingborg bör kunna användas som substitut för Landskrona.

Temperaturen i Säbybäcken under vårens mätningar var låg till mycket låg jämförelsevis med temperaturen under 1993's vårmätningar. Detta spelar roll vid beaktan av exempelvis grumlighetsvärden, då denna kan komma att påverkas av temperaturen. Högre vattentemperaturer ger förutsättningar för en rikligare alg tillväxt (Brönmark and Hansson, 2005), vilket kan minska vattnets ljusgenomsläpplighet, speciellt om alger utgör en stor del av den observerade grumligheten. Låg vattentemperatur kan även indikera frusen mark, något som påverkar omgivande markers erosionsbenägenhet (Eriksson et al., 2005). Detta kan i sin tur påverka grumlighet såväl som närsaltsinnehåll och konduktivitet, genom minskad tillförsel av jordpartiklar till vattendraget. På grund av den låga vattentemperaturen under våren 2013 skulle man således kunnat förvänta sig lägre grumlighet jämfört med under våren 1993. Detta var dock inte synligt i resultatet, något som skulle kunna förklaras med de skillnader i nederbörds mängder som nämnts ovan.

Den lägre konduktiviteten under våren 2013 jämfört med 1993 skulle eventuellt kunna tänkas vara ett resultat av minskning av närsalter och dylikt i vattnet. Det är dock svårt att avgöra detta med tillgänglig data, då enbart kväve och fosfor mättes år 1993. Kväve och fosforhalterna var lägre under mars och april 2013 jämfört med samma period 1993 vilket skulle kunna förklara den, för Säbybäcken, relativt låga konduktiviteten. Kvävehalterna uppvisade dock negativ korrelation med konduktiviteten, vars avtagande därmed inte riktigt kunde förklaras utefter minskningen i kvävehalt.

Kväve och fosforhalten var som nämnt ovan lägre under vårens mätningar jämfört med prover som togs för 20 år sedan. Man ska dock ha i åminne att temperaturen i mars i år låg under nollstrecket och att marken därmed var frusen. Detta innebar att bruket av åkrarna startade senare på året och att någon gödsling därmed inte hade utförts när första mätningen togs. 1993 var medeltemperaturen väl över noll grader i mars och det är därför troligt att jordbruket satte igång relativt tidigt, vilket kan förklara en del av skillnaderna i närsaltshalter mellan de båda årens marsmätningar. Vid aprilmätningen i år hade tjälen precis släppt och det är troligt att en stor del av åkrarna hade hunnit bli gödslade. Det hade dock regnat tämligen lite under en längre tid och marken var därmed ganska torr. Ovannämnda nederbördsmonster stämde emellertid också in på mätningarna som utfördes 1993. Att helt avskriva den ganska stora skillnaden i närsaltshalter mellan aprilmätningarna, som ett resultat av liten nederbörds mängd är således kanske inte rättvisande. Skillnaden mellan de två mätserierna skulle således kunna indikera att vattendragets koncentration av närsalter minskat. Data från en månadsmätning är dock inte tillräcklig för att utröna om skillnaden mellan datasetten härstammar från en faktisk, generell minskning av medelnärsaltshalten i Säbybäcken, eller om skillnaden ryms inom den naturliga variationen. Det krävs således fler mätningar innan man kan dra någon sådan slutsats. Vid en eventuell faktisk minskning skulle dock den anlagda miljödammen samt effektivare utnyttjande av gödningsmedel, i teorin kunna förklara en eventuell minskning av kvävehalterna. De mätningar som togs under våren visade dock inte vid en första anblick att miljödammen sänkte kvävehalterna i vattendraget, då kvävehalterna var högre efter dammen (lokal 4) än i dess mynning (lokal 5). Detta kan naturligtvis bero på tillförsel av kvävehaltigt vatten från omgivande åkermarker någonstans mellan mätlokalerna och ska därmed inte ses som ett tecken på att miljödammen utgör en källa till kväve.

5.3. Säbybäcken jämfört med andra skånska vattendrag

Säbybäcken har begränsad kapacitet och vattenflöde jämfört med de vattendrag som utgör SLUs skånska trendvattendrag. Skillnaden i storlek mellan trendvattendragen och Säbybäcken gör att vis skillnad i variabelvärden är att vänta. Det kan dock ändå vara av intresse att jämföra Säbybäckens värden mot andra skånska vattendrag, för att på så vis avgöra huruvida bäcken kan anses vara representativ för området, eller om det finns klara avvikelser i dennes data i förhållande till ovannämnda vattendrag.

Säbybäcken hade generellt höga nivåer av många av de uppmätta ämnena under vårens månader. Särskilt utmärkande var magnesium, kalcium, natrium och klor, vars koncentrationer var klart högre i Säbybäcken jämfört med trendvattendragen. Höga värden av kalcium och magnesium indikerar att vattnet är påverkat av omgivande marktäckte eller grundvatten (Van Wirdum, 1980). Man skulle kunna tänka sig att skillnaden mellan Säbybäcken och trendvattendragen härstammar från att trendvattendragen till en större del är regnmatade, men enbart Skärån uppvisar sådana tendenser baserat på Figur 8.

De höga halterna av natrium och klor kan till stor del förklaras av Säbybäckens närhet till havet och inflytandet från det omgivande saltvattnet. Koncentrationen av natrium kan emellertid även vara ett resultat av att bäckens funktion som recipient av dagvatten från flera mindre vägar samt motorvägen (Palm et al., 2012). Den kalla våren ledde troligen till mycket saltning av vägbanorna, något som skulle kunna förklara de höga natriumvärdena

som uppmäts i Säbybäcken. Den höga konduktiviteten kan också förklaras i ljuset av ovanstående, då konduktiviteten är beroende av vattnets halter av lösta joner (Hjort, 2005).

Järn, ammonium, sulfat och fosfor återfinns i lägre koncentration i Säbybäcken jämfört med i trendvattendragen, där järn och fosfor kanske är de två mest framträdande skillnaderna. De nästintill obefintliga fosforhalterna i Säbybäcken gör dock att man kan ställa sig frågande till huruvida analysresultaten för detta ämne var rättvisande. Fosfor är emellertid ofta bundet till jordpartiklar (Tonderski et al., 2002), om jordpartiklarna snabbt sedimenterar så borde det också finnas relativt låg fosforhalt i vattnet. Säbybäckens låga flödes hastighet skulle i ljuset av ovanstående kunna förklara en del av de negligerbara fosforvärdena, som enbart uppgick till mätbara nivåer vid ett mätillfälle. De så kallade naturliga vattendragen uppvisar dock oftast vis bakgrundshalt av fosfor även vid kraftig vegetation och trots att det finns naturlig variation (exempelvis (Peng et al., 2011, Chapman, 2005), så är det tämligen inte så troligt att den jordbruksdominerade Säbybäcken skulle ha försumbar koncentration av fosfor, inte ens under vårens månader, då fosforhalterna vanligtvis är låga. Proverna tagna i Säbybäcken var dock enbart insamlade under två dagar och det är möjligt att dessa två mätillfällen inte är representativa för Säbybäcken.

Säbybäcken uppvisade låga färgvärden jämfört med trendvattendragen. Tecken på tydlig brunifiering, som enligt flera studier finns på andra lokaler i Skåne ex (Ekström et al., 2011), saknas således i Säbybäcken. Det är möjligt att det skett en viss brunifiering under de 20 år som gått sedan den senaste mätningen, men då ekologgruppen (Holmström, 1994) ej mätte denna variabel, är det inte möjligt att dra en sådan slutsats. Klart är dock att Säbybäckens färg måste karakteriseras som mycket låg i förhållande till det skånska genomsnittet. Då färgen främst är beroende av halten organiska föreningar och järn i vattnet (Kritzberg and Ekström, 2012), så borde en eller båda av dessa variabler enbart finnas i tämligen låga koncentrationer i bäcken. Säbybäckens järnhalt är mycket riktigt låg och skulle därmed kunna förklara en del av det låga färgtalet.

Järnhalten kan i vissa fall, om än inte så vanliga, även vara en begränsande faktor i akvatiska system för tillväxten av alger och dylikt (Chapman, 2005). Den totala mängden suspenderat fast material innefattar även alger och lägre halter järn kan således indirekt påverka även denna variabel, om järn utgör den begränsande faktorn. Ovanstående kan även komma att påverka grumligheten, då en högre halt suspenderade partiklar, så som alger, leder till ökad grumlighet (Peng et al., 2009). Den största anledningen till Säbybäckens begränsade grumlighet jämfört med SLUs trendvattendrag torde dock vara ett resultat av kombinationen av områdets jordarter med bäckens låga flödesmängd under vårens mätillfällen. Den största delen av den icke kulverterade bäcken går genom jordarter bestående av grova partiklar, vilket troligen gör att dessa snabbt sjunker till botten i vattendrag med begränsad flödes hastighet. Detta skulle kunna förklara den ganska låga grumligheten i Säbybäcken gentemot trendvattendragen.

5.4. Vattenkvalitetsproblem i Säbybäcken

Grumlighet och suspenderat material verkar inte utgöra några hot mot bäckens vattenkvalitet under lågvattenflöde om man ser till resultatet av mätningarna. Detta behöver dock inte betyda att det inte finns dolda problem, då våren som nämnts tidigare varit både kall och

nederbördsfattig. Detta har lett till att bäckens kanter, som annars klart uppvisar tecken på erosion, inte varit så utsatt för fysisk åverkan, något som kan ha begränsat mängden material som fallit ner i bäcken under mätperioden. Det är dock inte säkert att ökad erosion hade syns på grumlighetsvärdena, då de omgivande jordarterna är relativt grova, vilket gör att partiklarna därmed snabbt kan falla till botten och inte hålls i suspension vid lägre vattenhastigheter. Flera studier har visat att grumlighet och sedimenttransport till stor del ofta sker under tillfällena med mycket nederbörd och stormiga förhållanden (Minella et al., 2008, Mukundan et al., 2013). Sker erosion längs bäcken är det därmed troligt att materialet inte spolats ut med havet vid dessa låga flöden, utan sedimenteras på botten. Något som i sin tur kan komma att leda till minskad kapacitet i bäcken. Kraftig nederbörd och ökning av flödesmängderna kan därmed komma att ge större påverkan på grumlighetsnivåerna än själva erosionen längs bäckens kanter. Säbybäckens grumlighetshalter kan kanske därmed anses vara stormkänsliga, men grumligheten verkar inte utgöra något större vattenkvalitets problem under tillfällena med låg nederbörd. Med detta är det inte sagt att erosionen inte utgör något problem i området. Erosionen påverkar inte bara de estetiska aspekterna runt bäcken eller underminerar kanternas stabilitet, utan ger dessutom en förändrad bottenprofil. Detta kan i sin tur komma att påverka vattenflödet. Den ständiga tillförseln av erosionsmaterial kan även göra bäcken grundare och därmed olämplig för de havsöringar som använder bäcken som lekningsslokal. Öringarnas ägg är beroende av syresättning och övertäckning av tjockare lager av sand gör att hela kullar kan gå om intet, vilket flera studier visat (Freyhof, 2011). Då ett av huvudintressena kring Säbybäcken utgörs av främjandet av havsöringen, kan således den tämligen stora erosionen anses vara ett problem, även om erosionen inte verkar leda till någon större grumlighet.

En aspekt som verkar kunna påverka vattenkvaliteten desto mer är den höga halten av kväve, som inte bara kan komma att påverka Säbybäcken utan även bidra till övergödningen av omgivande hav. Det kan tänkas framstå som om Säbybäcken enbart påverkar mycket marginellt, då vattendragets flödesmängder är så begränsade och därmed inte släpper ut tillräckligt mycket kväve för att kunna räknas som någon betydande källa. Det kan dock vara av intresse att minska de enskilda bäckarnas utsläpp, då dessas gemensamma bidrag skapar övergödningen i havet. För att övergödningen ska kunna minska krävs det således lokala initiativ, då en generell minskning av kväveutsläppen tillslut skulle kunna ge genomslag även i det stora sammanhanget. På en mer lokal nivå skulle en minskning av kvävet även kunna minska övergödningen i Säbybäcken, som till stora delar är mycket igenvuxen. De flesta sötvatten är dock vanligtvis fosforbegränsade och hög igenväxningsgrad beror vanligtvis på höga halter av just detta begränsade ämne (Corbridge, 2013, HaV, 2012). Med tanke på att Säbybäckens kvot mellan kväve och fosfor vida understiger det 16:1 förhållande som växter i allmänhet kräver för fullgod tillväxt (Naturvårdsverket, 2009), så är det inte troligt att enbart minskat kväve läckage skulle leda till minskad igenväxning. Den kraftiga vegetationen tyder på att de låga halterna av fosfor i mätserien inte är ett resultat av obefintliga halter av fosfor, utan snarare att vattendraget är fosforbegränsat i stället för kvävebegränsat. Önskas mindre igenväxning är det således viktigt att även utföra åtgärder för att minska mängden fosfor i bäcken.

På visa lokaler längs bäcken finns mycket dött organiskt material som ett resultat av den rikliga vassvegetationen. Detta har troligen lett till tämligen syrefattiga

bottenmiljö som inte gynnar den akvatiska faunans utbredning eller diversitet. Detta kan verka menligt på öringens fortplantningsförmåga vid gällande lokaler. Man har därför gått ut och rensat bäckens botten från vegetation och dött material, men då övergödningens problematiken fortfarande kvarstår är detta en handling som kräver ständig upprepning då resultatet inte är permanent. Rensningen utgör i sig ett problem då det ger en störning i miljön och motverkar en stabil bottenmiljö (Johan Krook, 2004). En minskning i övergödningen av bäcken tidigt i dess lopp skulle kunna minimera behovet av rensning och därmed leda till mindre störningsmoment i bäckens ekosystem.

5.5. Åtgärder för förbättrad vattenkvalitet

Det finns flertalet förbättringar som kan utföras längs med Säbybäcken, främst gällande erosionen längs med bäckens kanter. Två viktiga faktorer som påverkar ett områdes erosionsbenägenhet är som nämnt i tidigare kapitel, marktäckningen samt lutningen. Bäckens kanter är branta och till stor del obevuxna där erosionen är som störst, vilket är gynnsamma förutsättningar för en hög erosion (Eriksson et al., 2005). En minskning i lutning via utplaning av dessa kanter skulle ge minskad erosions benägenhet och etablering av lågvuxen vegetation skulle ytterligare kunna stabilisera marken. Det finns relativt höga träd längs stora delar av bäcken och dessas rötter ger viss stabilisering av jordlagret, men träden har även en tendens att samla upp regn som ackumuleras på blad och grenar till stora droppar. Dessa droppar faller sedan ner på marken med större kraft än det vanliga regnet, något som kan ge ökad erosion (Eriksson et al., 2005). Detta fenomen kan tänkas vara extra viktigt då marken under träden är bar, så som ofta är fallet vid Säbybäcken. Även viss jordflykt kan ske från omgivande åkrar, då dessa inte alltid är vintergröna. Ökad täckningsgrad under vintern skulle således även kunna leda till minskad sedimenttillförsel i vattendraget. Minskad sedimentansamling på grund av reducerad erosion och jordflykt skulle kunna verka positivt på öringens lekmöjligheter, då äggen inte lika lätt blir begravda under sjok av markmaterial. I dagsläget är dock sedimentansamlings magnitud osäker och ytterligare studier skulle kunna vara av intresse för att utröna huruvida tillförseln av jordpartiklar verkligen utgör ett problem.

Den stora mängden kväveläckage kan räknas till ett av de största problemen för vattenkvaliteten i Säbybäcken och åtgärder med avsikt att minska detta kan i enlighet anses vara av vikt. Det är dock tveksamt om det finns utrymme för så många större projekt längs Säbybäckens lopp. Effektiviteten av miljödammen skulle dock kunna undersökas i avsikt att se huruvida några förbättringar i dess utformning skulle kunna göras. Även fosfor fallor skulle kunna vara av vikt för att förbättra bäckens ekologiska status.

5.6 Felkällor och mån för förbättringar

5.5.1. Aprilmätningens höga fosforvärden vid lokal 2

Lokal 2 uppvisar mycket högre fosforvärden än de övriga lokalerna under april mätningen. Dessa höga värden skulle eventuellt kunna härröra från ett litet punktutsläpp av vatten rikt på fosfor från ett närliggande dräneringsrör. Man skulle kanske då även kunna förvänta sig relativt höga fosforvärden även vid marsmätningen, men fosfathalten för lokal 2 uppgick inte

till mätbara nivåer i mars. Detta kan bero på att den kalla våren troligen lett till försenad gödsling av omgivande golfbana och åkermarker, något som i sin tur kan ha lett till låga värden i mars. Det kan dock också indikera på att aprilmätningen påverkats av någon slags förorening.

5.5.2. Avsaknad av samband mellan grumlighet och SSC ta upp i resultat

Flera studier har visat att ett vattenprovs grumlighet ofta har ett klart samband med koncentrationen suspenderat fast material. I vattendrag med stora fluktuationer i suspenderat material har grumligheten till och kunnat användas som proxy data för suspenderat material efter viss kalibrering (Minella 2008). Detta innebär att man skulle kunnat vänta sig ett signifikant samband mellan grumlighet och det suspenderade materialet även i gällande studie. Något sådant samband framkom dock inte i korrelationsanalyserna, och en ökning i suspenderat material verkade således inte leda till en direkt ökning i grumlighet. Avsaknaden av samband verkade heller ej bero på enstaka uteliggare, då eliminering av extremvärden och dylikt inte ledde till ett signifikant samband. Inte heller icke-linjära korrelationer gav signifikanta samband, utan värdena verkade tämligen kaotiska.

Vattnet i Säbybäcken var dock tämligen klart och hade låga värden av både suspenderat material och grumlighet. Det förekom således inte så stora variationer i halterna och små mätfel eller skillnader i proverna kunde då påverka resultatet i korrelationsanalysen påtagligt. Det finns också flera studier som funnit att just samband mellan SSC och grumlighet blir svåra att finna vid låg grumlighets värden och i en amerikansk studie i Kentucky fann man att grumlighet under 6 FNU ofta visade låg korrelation med SSC (Williamson and Crawford, 2011, Minella et al., 2008). Då grumligheten i Säbybäcken låg väl under 6 FNU, så var kanske ett obefintligt samband mellan de två parametrarna att vänta. De låga grumlighets- och SSC värdena kan således till stor del förklara bristen på signifikans i korrelationsanalysen.

Anledningen till de låga grumlighets- och SSC värdena kan i sin tur förklaras med den låga och tämligen konstanta vattenföringen i Säbybäcken, som uppkommit på grund av den nederbördsfattiga våren. Signifikant korrelation mellan suspenderat material och grumlighet skulle kanske kunna framkomma i turbulenta vatten, då fluktuationen troligen skulle vara större.

5.5.3. Avrinningsområdets storlek

Tre olika definitioner av Säbybäckens avrinningsområde har använts i denna rapport; Jordbruksverkets, ekologgruppens samt det för gällande rapport modellerade avrinningsområdet. Storleken och på avrinningsområdet skiljer sig mycket åt mellan ovan nämnda definitioner och detta gör det svårt att dra slutsatser kring hur de olika markanvändningsklasserna påverkar vattendraget. I jordbruksverkets definition ingår till exempel betydligt mer åkermark än enligt ekologgruppens tolkning. Inga direkta statistiska analyser utfördes dock mellan markanvändningen och vattenkvaliteten i bäcken, så eventuella felaktigheter i vattenkvalitetsanalyserna kan ej härstamma från ovanstående skillnad i avgränsning. Det kan dock vara av intresse att försöka utröna vari skillnaden mellan

de tre avrinningsområdesavgränsningarna ligger, speciellt för eventuella framtida studier i området.

Ekologgruppens definition är inte beskriven närmare och metoden bakom framtagandet av avrinningsområdet är således inte specificerade, något som gör det svårt att diskutera eventuella fel i deras definition.

Säbybäckens avrinningsområde framtagen av jordbruksverket, baseras på topografiska kartor över området, där höjdskillnader således bestämmer var vattenavdelarna går. Avrinningsområdet som modellerats för denna rapport, baserades även den på höjddata. Rapportens modellerade avrinningsområde baserades dock enbart på höjd och inga korrekationer för att ta hänsyn till antropogena förändringar i vattenvägarna togs med i beräkningen. Inte heller gjordes korrigeringar utefter fältstudiedata. Det är dessutom möjligt att jordbruksverket använde höjddata med annorlunda upplösning gentemot den som använts i gällande rapport. Ovanstående skulle eventuellt kunna förklara de relativt stora arealskillnader som föreligger mellan jordbruksverkets och rapportens modellerade avrinningsområde.

5.5.4. Jämförelse mellan trendvattendragen och Säbybäckens värden

Data från trendvattendragen jämfördes i denna rapport mot Säbybäckens värden. Detta för att se om Säbybäckens värden utmärkte sig i förhållande till andra skånska vattendrag, eller om bäcken kunde anses vara representativ för området. En sådan jämförelse är inte helt optimal, då de flesta variabler påverkas markant utav avrinningsområdets karaktär, storlek samt flödes hastigheten i vattendraget. Då Säbybäcken är ett så pass litet vattendrag så är skillnader i vattenkvalitetsvariabler mellan bäcken och trendvattendragen väntade. Säbybäckens vattenkvalitetsstatus borde således snarare jämföras med andra mindre skånska vattendrag, med avrinningsområde av liknande karaktär och storlek. I brist på tillgång på data från liknande, mindre vattendrag så kom trendvattendragens data att istället användas. Man bör dock komma ihåg att

5.5.5. Förbättringar: viktiga variabler som ej mätts

De genomgångna, vetenskapliga artiklarna använde sällan exakt samma vattenkvalitetsindikatorer, men vissa var ständigt återkommande. De flesta av dessa är även undersökta för gällande rapport, men varken löst organiskt material/kol (DOM/DOC), total halt organiskt kol (TOC), alkanitet eller halten syre i vattnet har analyserats. Dessa termer uppmättes mycket ofta i artiklarnas underökningar, vilket innebär att dessa kanske även borde mätts i Säbybäcken. Speciellt viktigt hade det kanske varit att mäta DOM/DOC och TOC om Säbybäcken visat sig ha vatten med tydlig färg eller mycket grumlighet. Detta då halten löst organiskt material kan utgöra en stor källa till färg, medan TOC i vissa vatten kan utgöra en stor källa till grumlighet (Chapman 2005). Att bestämma ursprunget till grumlighet och vattnets färg blir således svårt utan mätning av ovannämnda variabler. Ursprungsbestämmelse är av speciell vikt vid eventuella insatser i avsikt att förbättra vattenkvaliteten, då det kan utgöra en grund för eventuell prioritering av nämnda insatser.

Syremängden i vattnet, så väl som syrebehovet skulle även kunna vara av intresse att mäta, speciellt då vissa områden i Säbybäcken visade prov på kraftig nedbrytning

och därmed hög syre konsumtion. Lämpliga syrehalter är en förutsättning för liv för såväl växter som fisk och önskas en bra akvatisk livsmiljö är förbättringar av syrehalterna därmed av vikt. Således borde kanske syrehalterna ha mätts i avsikt att kartlägga bäckens ekologiska status.

Slutsats

Vattenkvaliteten i Säbybäcken är i dags läget relativt god enligt många bedömningskriterier nämnda i denna rapport. Tydliga tecken på antropogen påverkan finns dock i framför allt i kvävehalterna, som uppnår extremt höga värden enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Dessa höga värden kan härledas från den stora andelen åkrar i bruk som omger bäcken. Kvävehalterna verkar vid första anblick ha minskat under de 20 år som gått sedan mätningarna utförda av ekologgruppen, respektive mätningarna utförda under våren. Ovanstående är dock osäkert då skillnaden kan rymmas inom den naturliga variationen, speciellt då vårens mätningar rörde sig om momentanvärden och enbart baserades på data från några få tillfällen. Under 2013 var det även en ovanligt kall vår som troligen försenat gödslingen av åkrarna påtagligt, något som kan påverka de uppmätta kvävehalterna under våren.

Grumlighet verkade inte vara något större problem för bäckens vattenkvalitet, dock fanns tydliga tecken på erosion längs vissa delar av bäcken. Denna erosion påverkar troligtvis bottenlivet längs vattendraget och kan således indirekt påverka vattenkvaliteten och levnadsmiljön.

Förbättringar av vattenkvalitet och levnadsmiljö i bäcken är möjlig. Etablering av vegetation längs de bara kanterna kan anses vara av vikt. Olika åtgärder för att minska kväveutsläppen eller öka kväve upptaget längs vattendraget bör även övervägas. Ovanstående förbättringar skulle inte bara anses höja vattenkvalitén utan troligen även skapa bättre förutsättningar för havsöringen.

Litteraturförteckning

- Anderson, C. W. 2005: Turbidity. *Field measurements: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations*. <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>.
- Berggren, E., 1929. Handlingar angående uppränsning av Säbydiket.
- Bonner, T. H. and Wilde, G. R., 2002. Effects of Turbidity on Prey Consumption by Prairie Stream Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 1203-1208. doi:10.1577/1548-8659(2002)131<1203:EOTOPC>2.0.CO;2
- Brönmark, C. and Hansson, L.-A. (eds.) 2005: *The biology of lakes and ponds*, New York, Oxford university press. (596 p).
- Burger, M. and Jackson, L. E., 2003. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 29-36. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00233-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00233-X)
- Bury, N. and Grosell, M., 2003. Iron acquisition by teleost fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 135: 97-105. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1532-0456\(03\)00021-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1532-0456(03)00021-8)
- Chapman, D. 2005: *Water quality assessments*. New York: Taylor & Francis. (651 p).
- Cho, Y., Driscoll, C. T. and Blum, J. D., 2009. The effects of a whole-watershed calcium addition on the chemistry of stream storm events at the Hubbard Brook Experimental Forest in NH, USA. *Science of The Total Environment* 407: 5392-5401. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.030>
- Corbridge, D. E. C. 2013: *Phosphorus - Chemistry, Biochemistry and Technology*. Boca Raton: CRC Press Inc.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. and White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19: 292-305. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- 1998: Dricksvattendirektivet 98/83/EG In: Parlamentet, E. O. (ed.).
- EG, 2000. Ramdirektivet för vatten (EG-direktiv 2000/60/EG). *Europeiska gemenskapernas officiella tidning* 327: 72.
- Ekström, S. M., Kritzberg, E. S., Kleja, D. B., Larsson, N., Nilsson, P. A., Graneli, W. and Bergkvist, B., 2011. Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in Soil-Water. *Environmental Science & Technology* 45: 4733-4739. doi:10.1021/es104126f
- Elliot, A. D. W. W. J. 1995: *Environmental hydrology*. Boca Raton Lewis Publishers.
- Eriksson, J., Nilsson, I. and Simonsson, M. 2005: *Wiklanders marklära*. Lund: Studentlitteratur. (337 p).
- Erlandsson, M., Buffam, I., Folster, J., Laudon, H., Temnerud, J., Weyhenmeyer, G. A. and Bishop, K., 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biology* 14: 1191-1198.
- Fahlstedt, T., 2001. Säbydikets dikningsföretag år 2001 i Landskrona kommun.
- Follett, J. L. H. R. F. 2008: *Nitrogen in the Environment (Second Edition)*. San Diego: Academic Press.
- Fölster, J. and Wilander, A., 2002. Recovery from acidification in Swedish forest streams. *Environmental Pollution* 117: 379-389. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00201-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00201-9)
- Freyhof, J. 2011. The IUCN red list of threatened species: *Salmo trutta*. Retrieved 31 augusti, 2013, from <http://www.iucnredlist.org/details/19861/0>
- Fulazzaky, M., 2009. Water Quality Evaluation System to Assess the Brantas River Water. *Water Resources Management* 23: 3019-3033. doi:10.1007/s11269-009-9421-6

- Gupta, K., Roy, D. R., Subramanian, V. and Chattaraj, P. K., 2007. Are strong Brønsted acids necessarily strong Lewis acids? *Journal of Molecular Structure* 812 13–24.
- Hav. 2012. Miljöhot: övergödning. Retrieved 15 augusti, 2012, from <https://www.havochvatten.se/kunskap-om-vara-vatten/miljohot/overgodning.html>
- Hjort, I. 2005: *Ekologi - för miljöns skull*. Stockholm: Liber. (408 p).
- Holmström, K. 1994: Miljöövervakning i Landskrona kommun; små vattendrag och dammar oktober 1992 till september 1993. Ekolog gruppen. Landskrona.
- Johan Krook, D. R., Lennart De Maré, Lena Tranvik 2004: Miljöhänsyn vid dikesrensningar. Naturvårdsverket, LRF och Jordbruksverket. http://www.lrf.se/PageFiles/30417/miljohansyn_dikesrensn.pdf.
- Kinnell, P. I. A., 2008. Discussion: Misrepresentation of the USLE in 'Is sediment delivery a fallacy?'. *Earth Surface Processes and Landforms* 33: 1627-1629. doi:10.1002/esp.1629
- Kritzberg, E. S. and Ekström, S. M., 2012. Increasing iron concentrations in surface waters; a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9: 14. doi:10.5194/bg-9-1465-2012
- Lantmäteriet 2010a: GSD-Marktäckedata. *Geografiska Sverigedata - Produktbeskrivning*. Lantmäteriverket.
- Lantmäteriet 2010b: GSD-Översiktskartan, raster. *Geografiska Sverigedata - Produktbeskrivning*. Lantmäteriverket.
- Lantmäteriet 2010c: GSD-Terrängkartan, raster. *Geografiska Sverigedata - Produktbeskrivning*. Lantmäteriverket.
- Lantmäteriet 2012: GSD-Ortofoto och GSD-Ortofoto tätort. *Geografiska Sverigedata - Produktbeskrivning*. Lantmäteriverket.
- Lantmäteriet. 2013. Ny nationell höjddata. Retrieved 2 april, 2013, from <http://www.lantmateriet.se/Kartor-och-geografisk-information/Hojddata/Ny-nationell-hojddata/>
- Maessen, M., Roelofs, J. G. M., Bellemakers, M. J. S. and Verheggen, G. M., 1992. The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany* 43: 115-127. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770\(92\)90037-J](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770(92)90037-J)
- Malmö Stad. 2008. Miljöredovisning för Malmö stad 2008: Ingen övergödning. Retrieved 28 augusti, 2013, from <http://www.malmo.se/download/18.4ecfe75e1245d916760800023651/1383643803651/Milj%C3%B6redovisning+f%C3%B6r+Malm%C3%B6+stad+2008.pdf#search='milj%C3%B6+redovisning+2010+ingen+%C3%B6verg%C3%B6dning'>
- Miljöbalken, 1998. In: Riksdag, S. (ed.) *SFS 1998:808*.
- Minella, J. P. G., Merten, G. H., Reichert, J. M. and Clarke, R. T., 2008. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrological Processes* 22: 1819-1830. doi:10.1002/hyp.6763
- Mormul, R., Ahlgren, J., Ekvall, M., Hansson, L.-A. and Brönmark, C., 2012. Water brownification may increase the invasibility of a submerged non-native macrophyte. *Biological Invasions* 14: 2091-2099. doi:10.1007/s10530-012-0216-y
- Mukundan, R., Pierson, D. C., Schneiderman, E. M., O'donnell, D. M., Pradhanang, S. M., Zion, M. S. and Matonse, A. H., 2013. Factors affecting storm event turbidity in a New York City water supply stream. *CATENA* 107: 80-88. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.002>
- Naturvårdsverket 2009: Så mår havet. Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-8381-6.pdf>.
- Naturvårdsverket 1999: Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).
- Ospar 2010: *Quality Status Report 2010*. London: OSPAR Commission.

- Palm, T., Sjögren, L. and Lidström, V. 2012: Norra Borstahusen grund- och dagvattenutredning.
- Peng, F., Effler, S. W., Pierson, D. C. and Smith, D. G., 2009. Light-scattering features of turbidity-causing particles in interconnected reservoir basins and a connecting stream. *Water Research* 43: 2280-2292. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.018>
- Peng, S.-Z., Yang, S.-H., Xu, J.-Z., Luo, Y.-F. and Hou, H.-J., 2011. Nitrogen and phosphorus leaching losses from paddy fields with different water and nitrogen managements. *Paddy and Water Environment* 9: 333-342. doi:10.1007/s10333-010-0246-y
- Persson, G. 2006. Kemisk miljövetenskap; Försurning. Retrieved 20 april, 2013, from <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/72639.pdf>
- Pihl Karlsson, G., Akselsson, C., Hellsten, S. and Karlsson, P. E., 2011. Reduced European emissions of S and N – Effects on air concentrations, deposition and soil water chemistry in Swedish forests. *Environmental Pollution* 159: 3571-3582. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.007>
- Ratcovich, J., Nilsson, A., Carlsson, P., Brönmark, C. and Kritzberg, E. 2012: Effekter av humöst och järnhaltigt vatten på kustnära ål. Länsstyrelsen Skåne. 2013,
- Ritz, G. F. and Collins, J. A. 2008: pH. *Field measurements: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations*. http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.4_ver2.0.pdf.
- Rossi, L., Chèvre, N., Fankhauser, R., Margot, J., Curdy, R., Babut, M. and Barry, D. A., 2013. Sediment contamination assessment in urban areas based on total suspended solids. *Water Research* 47: 339-350. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.011>
- Säbybäckensvänner. 2009. Sällskapet Säbybäckensvänner Retrieved 3 februari, 2013, from <http://www.sabybacken.se/index.html>
- Schwartz, J., S., Dahle, M. and Bruce, R., R., 2008. Concentration-Duration-Frequency Curves for Stream Turbidity: Possibilities for Assessing Biological Impairment I. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 44: 879-886. doi:10.1111/j.1752-1688.2008.00186.x
- SGU. 2013. Kartgeneratören Retrieved 15 april, 2013, from http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html
- Shmueli, D. F., 1999. Water quality in international river basins. *Political Geography* 18: 437-476. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0962-6298\(98\)00106-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0962-6298(98)00106-1)
- Simon, J., 2002. Enzymology and bioenergetics of respiratory nitrite ammonification. *FEMS Microbiology Reviews* 26: 285-309. doi:10.1111/j.1574-6976.2002.tb00616.x
- SLU. 2013a. Vattenkemiska analysmetoder: Absorbans - Vattenfärg. Retrieved 16 Maj, 2013, from <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/absorbans/>
- SLU. 2013b. Geodata Extraction Tool. Retrieved 22 februari, 2013, from <https://maps.slu.se/get/>
- SLU. 2013c. Institutionen för vatten och miljö - Databank: Riskinventering av sjöar och vattendrag. Retrieved 23 mars, 2013, from <http://webstar.vatten.slu.se/db.html>
- SLU. 2013d. Vattenkemiska analysmetoder: Turbiditet/grumlighet. Retrieved 22 februari, 2013, from <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/turbiditet/>
- SMHI. 2012. Närsalter i svenska hav: Faktablad 55. Retrieved 17 maj, 2013, from http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.22460!wFaktablad_55.pdf

- SMHI. 2013. Klimatdata: års- och månadsstatistik. Retrieved 13/4 2013, from <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/ars-och-manadsstatistik-2.1240>
- Socialstyrelsen, 2005. Socialstyrelsens allmänna råd (SOSFS 2005:20) om försiktighetsmått för dricksvatten.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. and Oscarsson, H. 2002: *Våtmarksboken* Västervik: AB C O Ekblad & Co. (270 p).
- Trépanier, C., Parent, S., Comeau, Y. and Bouvrette, J., 2002. Phosphorus budget as a water quality management tool for closed aquatic mesocosms. *Water Research* 36: 1007-1017. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00286-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00286-X)
- Urbansky, E. T. and Schock, M. R., 2000. Understanding, Deriving, and Computing Buffer Capacity. *Journal of Chemical Education* 77: 1640. doi:10.1021/ed077p1640
- Van Wirdum, G. 1980: Simple description of water quality changes during a hydrological cycle for use in nature protection. . *Water quality in groundwater systems*. Commission of hydrological research TNO. Report nr 5, Haag.
- Williamson, T. N. and Crawford, C. G., 2011. Estimation of Suspended-Sediment Concentration From Total Suspended Solids and Turbidity Data for Kentucky, 1978-1995. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 47: 739-749. doi:10.1111/j.1752-1688.2011.00538.x
- Yuqian, L. 1989: *Manual on operational methods for the measurement of sediment transport*. Geneva: WMO. (196 p).

Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet.

Student examensarbete (Seminarieuppsatser). Uppsatserna finns tillgängliga på institutionens geobibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serien startade 1985. Hela listan och själva uppsatserna är även tillgängliga på LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) och via Geobiblioteket (www.geobib.lu.se)

The student thesis reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography and Ecosystem Science, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden. Report series started 1985. The complete list and electronic versions are also electronic available at the LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) and through the Geo-library (www.geobib.lu.se)

- 230 Cléber Domingos Arruda (2011) Developing a Pedestrian Route Network Service (PRNS)
- 231 Nitin Chaudhary (2011) Evaluation of RCA & RCA GUESS and estimation of vegetation-climate feedbacks over India for present climate
- 232 Bjarne Munk Lyshede (2012) Diurnal variations in methane flux in a low-arctic fen in Southwest Greenland
- 233 Zhendong Wu (2012) Dissolved methane dynamics in a subarctic peatland
- 234 Lars Johansson (2012) Modelling near ground wind speed in urban environments using high-resolution digital surface models and statistical methods
- 235 Sanna Dufbäck (2012) Lokal dagvattenhantering med grönytefaktorn
- 236 Arash Amiri (2012) Automatic Geospatial Web Service Composition for Developing a Routing System
- 237 Emma Li Johansson (2012) The Melting Himalayas: Examples of Water Harvesting Techniques
- 238 Adelina Osmani (2012) Forests as carbon sinks - A comparison between the boreal forest and the tropical forest
- 239 Uta Klönne (2012) Drought in the Sahel – global and local driving forces and their impact on vegetation in the 20th and 21st century
- 240 Max van Meeningen (2012) Metanutsläpp från det smältande Arktis
- 241 Joakim Lindberg (2012) Analys av tillväxt för enskilda träd efter gallring i ett blandbestånd av gran och tall, Sverige
- 242 Caroline Jonsson (2012) The relationship between climate change and grazing by herbivores; their impact on the carbon cycle in Arctic environments
- 243 Carolina Emanuelsson and Elna Rasmusson (2012) The effects of soil erosion on nutrient content in smallholding tea lands in Matara district, Sri Lanka
- 244 John Bengtsson and Eric Torkelsson (2012) The Potential Impact of Changing Vegetation on Thawing Permafrost: Effects of manipulated vegetation on

- summer ground temperatures and soil moisture in Abisko, Sweden
- 245 Linnea Jonsson (2012). Impacts of climate change on Pedunculate oak and
Phytophthora activity in north and central Europe
- 246 Ulrika Belsing (2012) Arktis och Antarktis föränderliga havsistäcken
- 247 Anna Lindstein (2012) Riskområden för erosion och näringsläckage i Segeåns
avrinningsområde
- 248 Bodil Englund (2012) Klimatanpassningsarbete kring stigande havsnivåer i
Kalmar läns kustkommuner
- 249 Alexandra Dicander (2012) GIS-baserad översvämningsskartering i Segeåns
avrinningsområde
- 250 Johannes Jonsson (2012) Defining phenology events with digital repeat
photography
- 251 Joel Lilljebjörn (2012) Flygbildsbaserad skyddszonsinventering vid Segeå
- 252 Camilla Persson (2012) Beräkning av glaciärers massbalans – En metodanalys
med fjärranalys och jämviktslinjehöjd över Storglaciären
- 253 Rebecka Nilsson (2012) Torkan i Australien 2002-2010 Analys av möjliga
orsaker och effekter
- 254 Ning Zhang (2012) Automated plane detection and extraction from airborne
laser scanning data of dense urban areas
- 255 Bawar Tahir (2012) Comparison of the water balance of two forest stands
using the BROOK90 model
- 256 Shubhangi Lamba (2012) Estimating contemporary methane emissions from
tropical wetlands using multiple modelling approaches
- 257 Mohammed S. Alwesabi (2012) MODIS NDVI satellite data for assessing
drought in Somalia during the period 2000-2011
- 258 Christine Walsh (2012) Aerosol light absorption measurement techniques:
A comparison of methods from field data and laboratory experimentation
- 259 Jole Forsmoo (2012) Desertification in China, causes and preventive actions in
modern time
- 260 Min Wang (2012) Seasonal and inter-annual variability of soil respiration at
Skyttorp, a Swedish boreal forest
- 261 Erica Perming (2012) Nitrogen Footprint vs. Life Cycle Impact Assessment
methods – A comparison of the methods in a case study.
- 262 Sarah Loudin (2012) The response of European forests to the change in
summer temperatures: a comparison between normal and warm years, from
1996 to 2006
- 263 Peng Wang (2012) Web-based public participation GIS application – a case
study on flood emergency management
- 264 Minyi Pan (2012) Uncertainty and Sensitivity Analysis in Soil Strata Model
Generation for Ground Settlement Risk Evaluation
- 265 Mohamed Ahmed (2012) Significance of soil moisture on vegetation
greenness in the African Sahel from 1982 to 2008

- 266 Iurii Shendryk (2013) Integration of LiDAR data and satellite imagery for biomass estimation in conifer-dominated forest
- 267 Kristian Morin (2013) Mapping moth induced birch forest damage in northern Sweden, with MODIS satellite data
- 268 Ylva Persson (2013) Refining fuel loads in LPJ-GUESS-SPITFIRE for wet-dry areas - with an emphasis on Kruger National Park in South Africa
- 269 Md. Ahsan Mozaffar (2013) Biogenic volatile organic compound emissions from Willow trees
- 270 Lingrui Qi (2013) Urban land expansion model based on SLEUTH, a case study in Dongguan City, China
- 271 Hasan Mohammed Hameed (2013) Water harvesting in Erbil Governorate, Kurdistan region, Iraq - Detection of suitable sites by using Geographic Information System and Remote Sensing
- 272 Fredrik Alström (2013) Effekter av en havsnivåhöjning kring Falsterbohalvön.
- 273 Lovisa Dahlquist (2013) Miljöeffekter av jordbruksinvesteringar i Etiopien
- 274 Sebastian Andersson Hylander (2013) Ekosystemtjänster i svenska agroforestrysystem
- 275 Vlad Pirvulescu (2013) Application of the eddy-covariance method under the canopy at a boreal forest site in central Sweden
- 276 Malin Broberg (2013) Emissions of biogenic volatile organic compounds in a Salix biofuel plantation – field study in Grästorp (Sweden)
- 277 Linn Renström (2013) Flygbildsbaserad förändringsstudie inom skyddszoner längs vattendrag
- 278 Josefín Methi Sundell (2013) Skötseleffekter av miljöersättningen för natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapets småbiotoper
- 279 Kristín Agustsdóttir (2013) Fishing from Space: Mackerel fishing in Icelandic waters and correlation with satellite variables
- 280 Cristián Escobar Avaria (2013) Simulating current regional pattern and composition of Chilean native forests using a dynamic ecosystem model
- 281 Martin Nilsson (2013) Comparison of MODIS-Algorithms for Estimating Gross Primary Production from Satellite Data in semi-arid Africa
- 282 Victor Strevens Bolmgren (2013) The Road to Happiness – A Spatial Study of Accessibility and Well-Being in Hambantota, Sri Lanka
- 283 Amelie Lindgren (2013) Spatiotemporal variations of net methane emissions and its causes across an ombrotrophic peatland - A site study from Southern Sweden
- 284 Elisabeth Vogel (2013) The temporal and spatial variability of soil respiration in boreal forests - A case study of Norunda forest, Central Sweden
- 285 Cansu Karsili (2013) Calculation of past and present water availability in the Mediterranean region and future estimates according to the Thornthwaite water-balance model
- 286 Elise Palm (2013) Finding a method for simplified biomass measurements on Sahelian grasslands

- 287 Manon Marcon (2013) Analysis of biodiversity spatial patterns across multiple taxa, in Sweden
- 288 Emma Li Johansson (2013) A multi-scale analysis of biofuel-related land acquisitions in Tanzania - with focus on Sweden as an investor
- 289 Dipa Paul Chowdhury (2013) Centennial and Millennial climate-carbon cycle feedback analysis for future anthropogenic climate change
- 290 Zhiyong Qi (2013) Geovisualization using HTML5 - A case study to improve animations of historical geographic data
- 291 Boyi Jiang (2013) GIS-based time series study of soil erosion risk using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model in a micro-catchment on Mount Elgon, Uganda
- 292 Sabina Berntsson & Josefin Winberg (2013) The influence of water availability on land cover and tree functionality in a small-holder farming system. A minor field study in Trans Nzoia County, NW Kenya
- 293 Camilla Blixt (2013) Vattenkvalitet - En fältstudie av skånska Säbybäcken