



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 22006

Examensarbete 30 hp

Juni 2022



Aluminiumbehandling som sjörestaureringsåtgärd i Stora och Lilla Ullfjärden

Aluminum treatment as a lake restoration measure in
Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden

Maja Sellergren

Referat

Aluminiumbehandling som sjörestaureringsåtgärd i Stora och Lilla Ullfjärden

Maja Sellergren

Stora och Lilla Ullfjärden är två sjöar som tillhör den innersta delen av en vik i Mälaren. Här har den höga fosforbelastningen länge varit ett problem då den leder till kraftig algbloomning varje år. Hittills har åtgärder mot fosforbelastningen riktats mot utsläppskällor av fosfor från omgivande mark, men dessa åtgärder har inte varit tillräckliga. Det beror på att fosfor har lagrats på sjöarnas botten under många år vilket orsakar intern fosforbelastning.

Restaureringsbehovet i sjöarna bestämdes genom att hitta den totalfosforhalt som krävs för att uppnå god ekologisk vattenstatus. Det är önskvärt att sjöarna uppnår god status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton. Dessa parametrar uppvisar starka samband till halten totalfosfor och på så sätt kunde målbilden för halten totalfosfor bestämmas till 9,4 µg/l i Stora Ullfjärden och 8,7 µg/l i Lilla Ullfjärden, med siktdjupet som den begränsande parametern.

En multikriterieanalys togs fram där det undersöktes vilken metod som är den lämpligaste sjörestaureringsåtgärden mot internbelastningen. Kostnader, effektivitet och livslängd för sex välstuderade åtgärdsmetoder fastställdes genom en metaanalys. Resultatet visar att aluminiumbehandling verkar vara det lämpligaste valet av åtgärdsmetod. Åtgärden innebär att en aluminiumlösning tillsätts sjöarnas sediment vilket binder fosfor och gör så att den inte frigörs.

Det undersöktes även om kostnaden för aluminiumbehandlingen kan motiveras genom att belysa sjöarnas ekonomiska värden. Under arbetet togs det fram olika typer av underlag för att bedöma sjöarnas värde. Genom att lista de tjänster som sjöarna bidrar med och tilldela tjänsterna ett uppskattat ekonomiskt värde konstaterades att sjöarna framför allt har ett högt naturvärde och bidrar med många kulturella ekosystemtjänster såsom bad, fiske och rekreation. Utifrån en tidigare studie uppskattades allmänhetens betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus i Stora och Lilla Ullfjärden till 23 miljoner kronor. Det betyder att allmänhetens betalningsvilja täcker kostnaderna för aluminiumbehandlingen i Stora och Lilla Ullfjärden, vilket uppskattades till 22 miljoner kronor.

Med hjälp av bayesiansk beslutsanalys har det även kunnat konstateras att sjöarna bör aluminiumbehandlas om det minskade värdet för att god status inte uppnås (såsom minskat estetiskt värde, minskad biologisk mångfald, försämrad förmåga att rena vatten, med mera) anses kosta mer än 25 miljoner kronor på en 12 årsperiod. Eftersom besluts materialet har en del osäkerheter finns det ett fortsatt behov av ytterligare undersökningar.

Nyckelord: Aluminiumbehandling, sjörestaurering, algbloomning, bayesiansk beslutsanalys

Abstract

Aluminum treatment as a lake restoration measure in Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden

Maja Sällergren

Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden are two lakes that belong to the innermost part of a bay in Lake Mälaren. Phosphorus load has been a problem for a long time as it causes large algal bloom every summer. Attempts to decrease the phosphorus load in the lakes have so far been focused on measures to control the phosphorous emissions from the surrounding land. However, these measures have not been sufficient. This is because phosphorus has been accumulated in the bottom sediment of the lakes for many years which cause internal phosphorus loading.

The amount of phosphorous needed to be removed was determined by identifying the maximum total phosphorus content the lake can handle while still demonstrating good ecological status. It is desirable that the lakes achieve good status regarding chlorophyll, secchi depth and phytoplankton. These three parameters show strong correlations to the total phosphorus content and in this way the desired future total phosphorus content could be calculated to 9,4 µg/l in Stora Ullfjärden and 8,7 µg/l in Lilla Ullfjärden, with the secchi depth as the limiting parameter.

A multi-criteria decision analysis was developed to determine the most suitable lake restoration measure to reduce internal phosphorous loads. Costs, efficacy, and longevity of six well-known mitigation measures were determined by a meta-analysis. The results verify that aluminum treatment appears to be the most suitable choice. The method involves adding aluminum solution to the lakes' sediment, which binds phosphorus, so it is not released.

Additionally, it was examined whether the cost of aluminum treatment can be justified by highlighting the economic values of the lakes. Different types of decision material are presented in the report to assess a value to the lakes. By listing services of the lakes and assign them an estimated economic value, it was determined that the lakes have a high nature value and contribute with many cultural ecosystem services such as swimming, fishing, and recreation. Based on a previous study, the public's willingness to pay to achieve good water status in Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden was estimated to SEK 23 million. Hence, the public's willingness to pay covers the costs of the aluminum treatment in Stora and Lilla Ullfjärden, which was estimated to SEK 22 million.

Lastly, a Bayesian model for decision making was used. It was discovered that the lakes are recommended to undergo an aluminum treatment if the reduced value for not achieving good status in the lakes (e.g., decreased aesthetic value, reduced biodiversity, and impaired ability to purify water) is considered to cost more than SEK 25 million over a 12-year period. As the decision material has some uncertainties, there is a continuing need for further investigations.

Keywords: Aluminum treatment, lake restoration, algal blooms, Bayesian decision analysis

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, SE-756 51 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.

Förord

I och med detta examensarbete avslutar jag min 5-åriga utbildning på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet (UU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Projektet omfattar 30 högskolepoäng och genomfördes under våren 2022 i samarbete med SLU. Min handledare Stina Drakare vid Institutionen för vatten och miljö (SLU), har väglett mig under hela projektet. Jag vill rikta ett stort tack till henne för den kunskap och värme hon sprider! Jag vill även tacka min ämnesgranskare Stephan Köhler vid Institutionen för vatten och miljö (SLU) som har bidragit med idéer och stor inspiration.

Ett stort tack vill jag också rikta till Jing Li, forskningsingenjör vid avdelningen för Teknisk vattenresurslära (Lunds universitet), och Sebastian Thöns, professor vid avdelningen för konstruktionsteknik (Lunds universitet) för all hjälp vid framtagandet av den bayesianska beslutsanalysen och för den gästfrihet de visade vid besöket till Lunds universitet. Stort tack för ert engagemang i projektet! Jag vill tacka Zanna Zielfeldt Nikas, åtgärdssamordnare för vatten vid Upplands-Bro kommun för de välskrivna mailsvaren jag fått som svar på mina frågor. Jag vill tacka min goda vän Walter Cassel, som också skrivit examensuppsats om Ullfjärdarna denna termin, för samarbetet och all data jag fått från hans fosformodell.

Slutligen vill jag tacka min familj som stöttar mig i alla lägen. Och ett stort tack vill jag även rikta alla mina fina klasskamrater som förgyllt mina fem år i Uppsala. Vad skulle studietiden ha varit utan er!

*Maja Sellergren
Uppsala, juni 2022*

Populärvetenskaplig sammanfattning

Stora och Lilla Ullfjärden är två sjöar i norra Mälaren som drabbas av kraftiga algbloomingar varje sommar. En stor del av algbloomingen i sjöarna utgörs av cyanobakterier som färgar vattnet grönt och luktar illa. Då vissa cyanobakterier kan producera giftiga ämnen kan de dessutom vara skadliga för människor och djur som badar i vattnet.

Under 50-talet ökade användningen av gödsel på de omkringliggande åkrarna vilket bidrog till att näringsämnet fosfor lagrades i sjöarnas bottensediment. Så länge det finns syre i bottenvattnet är fosfor starkt bunden till metaller i sedimentet. Men då vattnet blir syrefritt frigörs fosfor till ovanliggande vatten och kan då tas upp som näring av alger. Detta förlopp kallas intern fosforbelastning och är ett stort problem i Stora och Lilla Ullfjärdarna, eftersom dessa historiska utsläpp av fosfor orsakar kraftiga algbloomingar varje sommar. På grund av de stora volymerna toxinproducerande cyanobakterier i sjöarna är det ingen annan del av Mälaren med lika dålig statusklassning med avseende på alger.

För att åtgärda problemet diskuterar de berörda kommunerna, Håbo och Upplands-Bro kommun, alternativet att aluminiumbehandla sjöarna. Vid behandlingen tillsätts en aluminiumlösning som binder fosfor i bottensedimenten, även vid syrebrist, och gör fosfor otillgänglig för algerna. I denna rapport undersöks de mest studerade åtgärdsalternativen mot intern fosforbelastning för att avgöra om aluminiumbehandlingen är den lämpligaste åtgärdsmetoden. Det undersöks också vilken halt fosfor som är målbilden i sjöarna för att uppgå god ekologisk status enligt vattendirektivet, samt ifall de fördelar som god vattenstatus innebär kan motivera kostnaden för behandlingen.

Resultatet visar att aluminiumbehandling verkar vara den lämpligaste åtgärdsmetoden eftersom det är en väl studerad metod som har använts i några hundra sjöar de senaste fem decennierna och generellt har behandlingen effektivt minskat den interna fosforbelastningen. Metoden är dessutom kostnadseffektiv både på kort och lång sikt jämfört med de andra åtgärdsalternativen.

Halten totalfosfor som bör understigas för att god status ska råda i sjöarna är 9,4 µg/l i Stora Ullfjärden och under 8,7 µg/l i Lilla Ullfjärden. Sannolikheten för att fosforhalten understiger den eftersträvande fosforhalten efter en aluminiumbehandling är mycket hög i Lilla Ullfjärden. I Stora Ullfjärden behöver fosforutsläpp från omgivande åkermark först minskas för att

aluminiumbehandlingen ska ha tillräcklig effekt. Det är därför lämpligt att Lilla Ullfjärden börjar behandlas.

Att tillsätta aluminiumlösning till en sjö kan tyckas vara en onaturlig kemisk behandling men organiskt bunden aluminium finns naturligt i både mark och sediment. Aluminium i oorganisk form är däremot toxiskt för växter och djur. Om pH-värdet överstiger pH 9 kan det organiskt bundna aluminiumet övergå till oorganisk form. I Stora och Lilla Ullfjärden kan pH-värdet överstiga pH 9 i ytvattnet under sommarmånaderna när algbloomingen är som störst. Eftersom pH-värdet är lägre i bottenvattnet rekommenderas att aluminiumlösningen injiceras i bottensedimenten senare under hösten.

Att aluminiumbehandla båda sjöarna, med en total sjöyta på 500 hektar, beräknas kosta omkring 22 miljoner kronor. Alternativet att inte uppnå god ekologisk status i sjöarna kostar också pengar. Stora och Lilla Ullfjärdens ekonomiska värde ligger främst i tjänster som inte har ett marknadsvärde. Framför allt har sjöarna ett högt naturvärde i och med att det förekommer sällsynta och starkt hotade växt- och djurarter här och sjöarna bidrar också med många kulturella ekosystemtjänster såsom bad, fiske och naturupplevelser. Allmänhetens betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus är uppskattat till 23 miljoner kronor. Det betyder att allmänhetens betalningsvilja täcker de skattade kostnaderna för aluminiumbehandlingen.

Det har också kunnat konstateras att om god vattenstatus i Stora och Lilla Ullfjärden är värt mer än 25 miljoner kronor på en 12-årsperiod bör sjöarna aluminiumbehandlas. Innan en sådan åtgärd utförs måste fler undersökningar göras för att bestämma rätt dos aluminium. En för hög dos kan leda till att aluminiumet förblir i oorganisk form vilket är toxiskt för växter och djur och en för låg dos ger i stället ett alltför kortlivat resultat vilket leder till fler somrar med stora volymer toxinproducerande cyanobakterier. Även det är toxiskt för växter och djur.

Innehållsförteckning

1. INTRODUKTION	1
1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR	2
2. BAKGRUND OCH TEORI	3
2.1 PLATSBESKRIVNING ULLFJÄRDARNA.....	3
2.1.1 Stora Ullfjärden.....	4
2.1.2 Lilla Ullfjärden.....	5
2.2 ÖVERGÖDNING OCH ALGBLOMNING	6
2.2.1 Kretsloppet av fosfor.....	6
2.2.2 Intern fosforbelastning	6
2.2.3 Problem orsakade av övergödning.....	7
2.3 ÅTGÄRDER	8
2.3.1 Åtgärdsbehov	8
2.3.2 Åtgärder på land.....	9
2.3.3 Åtgärder i sjön.....	10
2.4 METOD FÖR BEDÖMNING AV ÅTGÄRD: BAYESIANSK BESLUTSANALYS	13
3. METODER.....	16
3.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD	16
3.1.1 Totalfosforhalt och pH-profiler.....	16
3.1.2 Målbild med avseende på vattenfysikaliska parametrar	17
3.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN.....	19
3.2.1 Kostnad, effektivitet och livslängd	19
3.2.2 Kostnad på lång sikt.....	20
3.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS	21
3.3.1 Baserat på tidigare projekt	21
3.3.2 Baserat på modellering av Ullfjärdarna	21
3.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE	22
3.4.1 Vilka tjänster bidrar till Stora och Lilla Ullfjärdens ekonomiska värde?	22
3.4.2 Samhällets betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus	24
3.5 SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETSBEDÖMNING AV ALUMINIUMBEHANDLING	24
3.5.1 Bayesiansk beslutsanalys	24

4. RESULTAT	26
4.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD	26
4.1.1 Totalfosforhalt.....	26
4.1.2 pH-profiler	27
4.1.3 Målbild med avseende på vattenfysikaliska parametrar	27
4.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN	29
4.2.1 Kostnad, effektivitet och livslängd	29
4.2.2 Kostnad på lång sikt.....	30
4.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS	31
4.3.1 Baserat på tidigare sjörestaureringsprojekt i Växjösjön	31
4.3.2 Baserat på modellering av Ullfjärdarna	31
4.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE	33
4.4.1 Vilka tjänster bidrar till sjöarnas ekonomiska värde?	33
4.4.2 Samhällets betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus	35
4.5 SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETSBEDÖMNING AV ALUMINIUMBEHANDLING	36
5. DISKUSSION	38
5.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD	38
5.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN	38
5.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS	41
5.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE	41
5.5 FÖRSLAG PÅ VIDARE UNDERSÖKNINGAR OCH STUDIER	43
6. SLUTSATS	44
REFERENSER.....	45
APPENDIX	51

1. INTRODUKTION

Stora och Lilla Ullfjärden är två sjöar som är en del av Mälaren. De tillhör den innersta delen av en Mälarvik som skiljs av genom smala sund, dels från varandra, dels från nästa bassäng som så småningom mynnar i Östersjön efter att ha passerat Ekoln och centrala Stockholm, se figur 1. De kan därför anses vara självständiga sjöar i stället för vikar till Mälaren. Sjöarna är intressanta i många avseenden. Först och främst har sjöarna och dess omgivningar ett högt naturvärde då de ingår i Mälarens riksintresse för det rörliga friluftslivet. Här finns ett naturreservat, Uppsalaleden passerar intill sjön, det finns en allmän badplats, och fiske bedrivs flitigt i sjöarna. Dessutom är Stora Ullfjärden hem för en starkt hotad undervattensväxt och i Lilla Ullfjärden finns det ishavsrelikter, det vill säga arter som stängts in och blivit kvar här sedan istiden (Gustafsson 2015a, 2015b).

Dessvärre har sjöarna länge haft problem med en hög fosforbelastning som leder till kraftig årlig algblomning. Algblomningen orsakas av att näringsämnen har tillförts sjöarna under en lång tid. Under 1950-talet skedde en markant ökning av näringstransport till sjöarna från omkringliggande åker- och skogsmark. För åkermarkens del är en huvudorsak den ökade gödsel användningen, som inte följts av en motsvarande borttransport genom skörden. Det beror även på erosion av jordbruksjord samt ändrade brukningsmetoder där större andel jordarealer blev blottlagda under senhöst och vår på grund av minskade arealer betesmark och vallodling (Willén & Tirén 1984). Blottlagd mark är inte önskvärt eftersom det då inte finns någon växtlighet som binder näringsämnen i jorden vilket gör att framför allt fosfor kan borttransporteras vid nederbörd (Magnusson 2015). Enligt *Vatteninformationssystem Sverige* (VISS u.å. b) har Stora Ullfjärden har drygt 60% åker i sitt tillrinningsområde, och kan därför antas vara extremt jordbruksberoende. Då vatten ibland strömmar från Stora Ullfjärden till Lilla Ullfjärden genom bakströmmar har Lilla Ullfjärden en jordbrukspåverkan av ungefär samma omfattning (Willén & Tirén 1984). Förändringar i Stora Ullfjärden slår dock igenom med full styrka först med en fördröjning på 15–20 år vilket är orsaken att det var först under 1965 som sjön fick eutrofierade förhållanden trots att förhållandena i resten av Mälaren redan hade börjat stabiliseras vid den tidpunkten (ibid.).

Hittills har tillförseln av fosfor minskats genom att minimera kända utsläppskällor av fosforläckage, exempelvis genom att se till att de omkringliggande markerna har en bättre gödselhantering och inte ligger barlagda under höst och vår (VISS u.å. a, u.å. b). Trots punktinsatser är fosforbelastningen i sjöarna fortsatt hög och sjöarna drabbas fortfarande av algblomningar under sommarmånaderna. Detta beror på att fosfor har lagrats på sjöarnas botten och blir åter växttillgängligt vid syrefria förhållanden, så kallad intern fosforbelastning. En metod som diskuterats för att minska fosforproblematiken är den välbeprövade aluminiummetoden som innebär att aluminiumlösning tillsätts i sjöarna som binder fosfor i det övre sedimentlagret och gör att fosfor inte frigörs vid syrefria förhållanden (Erlandsson Lampa & Witter 2018).

1.1 SYFTE

Syftet med detta projekt är att utvärdera restaureringsbehovet i Stora- och Lilla Ullfjärden samt undersöka ifall aluminiumbehandling är den lämpligaste sjörestaureringsmetoden för att sänka fosforhalten och minska algbloomningen i sjöarna. Det undersöks också ifall kostnaden för åtgärden kan motiveras genom att undersöka sjöarnas ekonomiska värden samt använda bayesiansk beslutsanalys för att avgöra om det är samhällsekonomiskt lönsamt att uppnå god ytvattenstatus.

De berörda kommunerna, Håbo och Upplands-Bro kommun, ansvarar idag för att arbeta för att nå god status enligt vattendirektivet. De har ett pågående projekt med ambitionen att hitta en lämplig åtgärd för att förbättra vattenkvaliteten i Ullfjärdarna men finansiella medel behöver sökas externt. Detta projekt har tagits fram med hjälp av forskare på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Lunds universitet (LU), samt sker i samarbete med Upplands-Bro och Håbo kommun.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

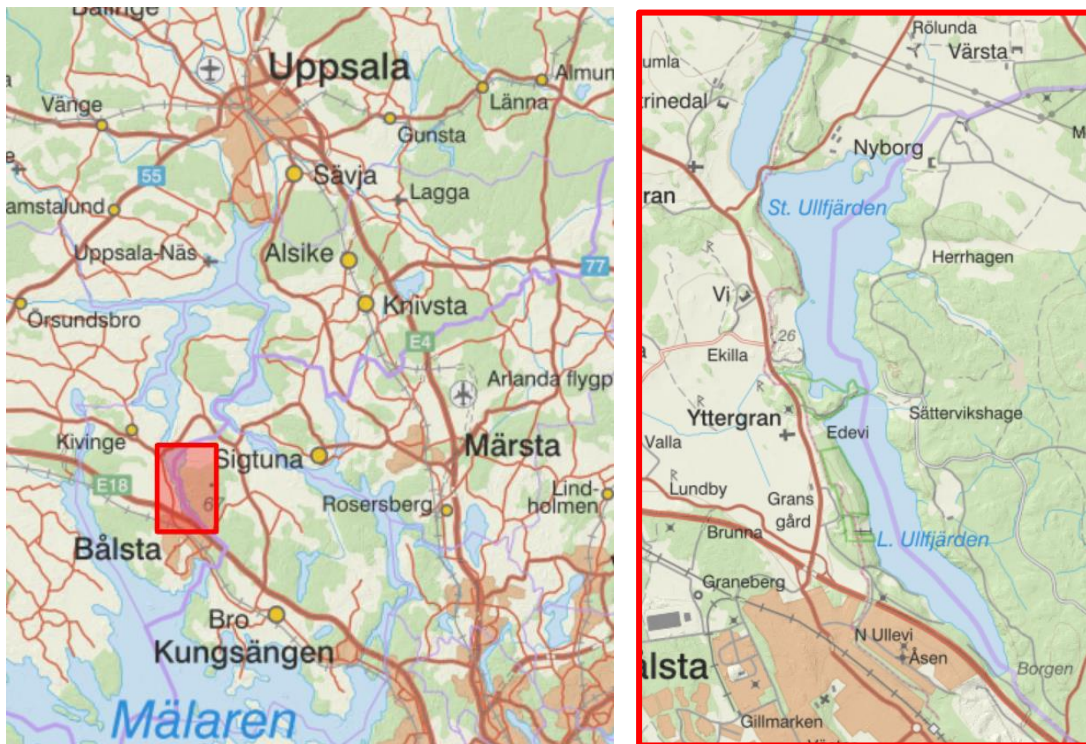
De frågeställningar som behandlas i rapporten är:

- Hur stort är restaureringsbehovet i sjöarna?
- Skulle aluminiumbehandling vara en lämplig åtgärdsmetod i Stora och Lilla Ullfjärden? Vilka är de alternativa åtgärdsmetoderna?
- Vilket underlag behövs för att undersöka om aluminiumbehandling leder till en samhällsvinst? Vad är sjöarnas värde?

2. BAKGRUND OCH TEORI

2.1 PLATSBESKRIVNING ULLFJÄRDARNA

Stora och Lilla Ullfjärden, figur 1, är två sjöar som ligger norr om Bålsta mitt emellan Håbo kommun i Uppsala län och Upplands-Bro kommun i Stockholms län. Lilla Ullfjärden mynnar ut i Stora Ullfjärden och Stora Ullfjärden förbinds norrut med Ryssviken, Gorran och därefter Ekoln. Sjöarna är dels avgränsade från varandra, dels från nästa bassäng, Ryssviken, genom smala och grunda sund. Sundet mellan Stora och Lilla Ullfjärden är i själva verket en ås, Ekillaåsen, som är en tvärsås till Uppsalaåsen (Länstyrelsen Uppsala 2014). Tillrinningen till sjöarna sker främst via ytavrinning men också till stor del genom grundvattenflöde från Uppsalaåsen vilket gör att sjöarna får högt pH och hög kalciumhalt (Gustafsson 2015a, 2015b).



Figur 1. Kartbild över Stora- och Lilla Ullfjärden från lantmäteriet (Lantmäteriet 2022).

De båda sjöarna är av riksintresse för naturvården då sällsynta reliktarter från senaste istiden förekommer i här. I Lilla Ullfjärden finns exempelvis fyra sällsynta arter av kräftdjur och i Stora Ullfjärden finns den starkt hotade undervattensväxten *Alisma wahlenbergii*, småsvartning (Jacobson 2005). Stora delar av sjöarna har därför blivit utsett till Natura 2000 område enligt Art- och habitatdirektivet, figur 2, vilket ger stärkt skydd för miljön. Stora- och Lilla Ullfjärden ingår också i Mälarens riksintresseområde för rikt friluftsliv. Två naturreservat finns intill sjöarna och vid Ekillaåsens naturområde ligger en badplats. Det finns gott om olika fiskarter i sjöarna vilket gör att sjöarna flitigt används av sportfiskare. Kring stränderna råder ett utökad strandskydd på 300 m (Länstyrelsen Uppsala Län 2014).



Figur 2. Naturvårdsverkets karta "skyddad natur" som visar de två naturreservaten i grön-streckat och Natura 2000 området enligt Art- och habitatdirektivet i blå-streckat (Naturvårdsverket 2022).

2.1.1 Stora Ullfjärden

Stora Ullfjärden är en relativt djup fjärd i Mälaren med ett maxdjup på 27 m och ett medeldjup på 15,2 m vilket gör att det räknas som en djup sjö enligt VISS (u.å. b). Sjöns area är 2,8 km² och avrinningsområdet, som även inkluderar Lilla Ullfjärden, är 48 km². De vanligaste marktyperna i avrinningsområdet är åkermark (39%), skogsmark (36%), öppen mark (10%) och bebyggelse (5%). Sjöns omsättningstid är relativt långsam på 4 år, vilket gör sjön känslig för tillförsel av ytterligare näringspåverkan (Gustafsson 2015b).

Stora Ullfjärden är utsatt för hög näringsbelastning och enligt Vattenmyndigheternas senaste statusklassning bedöms sjön ha *dålig ekologisk status* på grund av övergödningen (VISS u.å. b). Detta beror främst på att den biologiska kvalitetsfaktorn *växtplankton* drar ned statusen. Vid analys av mätningar utförda av SLU augusti 2019 visade resultatet att Stora Ullfjärden hade stora volymer cyanobakterier vilket var anledningen till att ingen annan sjö i Mälaren fick lika dålig statusklassning med avseende på växtplankton som Stora Ullfjärden (Drakare *et al.* 2020).

Orsaken till övergödningen i Stora Ullfjärden är framför allt orsakad av utsläpp från omkringliggande små avlopp och stor ökning av handelsgödsel i jordbruk från och med 1950-talet (Willén & Tirén 1984). Det var på 1970-talet som Stora Ullfjärden gick från att vara en av Mälarens klaraste sjöar till att vara täckt av ett tjockt lager av alger under sommarmånaderna. Dock hade halterna av näringsämnen varit höga i flera år innan den första intensiva algbloomingen (Willén & Tirén 1984).

Den externa näringstillförseln från Stora Ullfjärdens avrinningsområde, alltså den näring som släpps ut i omgivande mark, beräknas till cirka 1,8 ton fosfor per år (brutto), med jordbruk (85%) som dominerande källa (SMHI - Vattenwebb u.å.). VISS (u.å. b) föreslår åtgärder för att minska den externa näringstillförseln. För att ta bort eller immobilisera den fosfor som redan finns i sjön behöver sjörestaureringsåtgärder vidtas. Innan en sådan åtgärd genomförs är det viktigt att ta i beaktning att områdets växt- och djurliv är känsligt för muddring och annan

bottenstörande verksamhet som orsakar grumligt vatten. Framförallt gäller det i sjöns grunda områden där den hotade småsvaltingen växer (Jacobson 2005).

Fisket som utförs i sjön bör sträva efter en god balans mellan karpfisk och rovfisk. Selektivt fiske av karpfisk och återutsättning av rovfisk skulle dock vara ett sätt att minska algblomningen enligt Gustafsson (2015b).

2.1.2 Lilla Ullfjärden

Lilla Ullfjärden är en långsmal spricksjö som är den sydligaste delen av ett fjärdsystem som norrut förbinds med Stora Ullfjärden av det smala sundet Skälsund och efter knappt två mil norrut når Ekoln. Det är en av Mälarens djupaste fjärdar med ett maxdjup på hela 53 m och ett medeldjup på 22 m. Sjöns area är 1,88 km² och avrinningsområdet är litet, endast 8,51 km², och domineras av skogsmark (69 %), själva sjön (22 %), byggelse (3,4%) och jordbruk (2,4%) (SMHI - Vattenwebb u.å.). Strandkanterna är branta då de utgörs av Uppsalaåsen åt väster och en förkastningsbrant åt öster. Omsättningstiden är relativt lång, 8-10 år, vilket gör att tillskotten av näringsämnen i stor utsträckning förblir kvar i fjärden (Gustafsson 2015a).

Redan i mitten av 1930-talet påbörjades undersökningar i Lilla Ullfjärden främst på grund av förekomsten av flera alg- och djurrelikter samt av massförekomsten av en röd, toxisk *Oscillatoria*-art (cyanobakterie). År 1965 påbörjas nya men liknade undersökningar inom ett större Mälarpjekt där mer omfattande undersökningar görs. Undersökningarna visade bland annat att stora delar av botten var syrefri, något som har stor negativ inverkan på förekomsten av bland annat de relikta kräftdjuren (Willén & Tirén 1984).

Precis som Stora Ullfjärden har även Lilla Ullfjärden haft problem med övergödning och algblomning (Gustafsson 2015a). Från 1965 till och med mitten av 80-talet har Lilla Ullfjärden använts som råvattentäkt för bland annat Bålsta samhälle. Vattenuttaget ledde till att vattennivån i sjön sjönk vilket gjorde att näringsrikt vatten från Stora Ullfjärden strömmade in, vilket är en stor bidragande faktor till varför sjön idag är övergödd trots att det är sån liten andel jordbruksmark i avrinningsområdet (Willén & Tirén 1984). Inströmningen från Stora Ullfjärden förekom främst under senhösten samt tidig vinter under månaderna oktober, november och december och i viss utsträckning under senvintern i mars. Sedan vattenuttaget minskat upphörde i princip problemen med inströmning från Stora Ullfjärden (ibid.). Dock har den historiska tillförseln av fosfor lett till att sjöns sediment är mycket fosforrikt. Sjöns stora medeldjup bidrar till att syrefria förhållanden lätt uppstår vilket gör att fosforen som är bunden i sedimenten frigörs och bidrar till den interna fosforbelastningen (Gustafsson 2015a).

Sjön klassas idag till *måttlig ekologisk status* enligt VISS (u.å. a). Precis som för Stora Ullfjärden beror det främst på att den biologiska kvalitetsfaktorn *växtplankton* drar ned statusen. Fosforbelastningen från Lilla Ullfjärdens avrinningsområde beräknas vara cirka 74 kg per år med skog och hygge (64%) som största källan (SMHI – Vattenwebb u.å.). Trots att den externa belastningen inte är så stor lider sjön av algblomning och åtgärder skulle behöva vidtas för att minska övergödningens problematiken.

2.2 ÖVERGÖDNING OCH ALGBLOMNING

En viss tillförsel av näringsämnen till en sjö är nödvändigt för sjöns ekologiska kretslopp. Det är när sjön tar emot mer näring än vad den klarar av som övergödningens problematiken uppstår. En hög halt näringsämnen, mycket solljus och lite omblandning i sjön skapar optimala förutsättningar för växtplankton att växa till och bilda stora populationer under kort tid, en så kallad algblomning (BoQiang *et al.* 2013). I sötvatten är vanligtvis fosfor det begränsande näringsämnet, medan kväve är begränsande i exempelvis Östersjön (Blomqvist *et al.* 2004). Vissa alger, exempelvis cyanobakterier, kan fixera kväve från luften och behöver då endast tillförsel av fosfor. Tillskott av näringsämnen kan ske genom människans övergödning, men det kan också ske genom att sjön blandas om så att naturligt näringsrikt djupvatten förs upp till ytan där algerna trivs (SMHI 2021). Algblomning sker naturligt i flera sjöar, men de långvariga och extrema algblomningar som sker i många vatten beror på mänskliga utsläpp av kväve och fosfor (Sveriges Vattenmiljö 2021).

2.2.1 Kretsloppet av fosfor

Efter islossning sker en våromblandning av hela vattenmassan vilket gör att vattnet blir rikt på syre och näring, såsom fosfor. Algblomning inträffar därför normalt främst på våren och försommaren, men på grund av övergödning har under senare år kraftiga algblomningar även inträffat under sensommaren och hösten.

När algerna dör sjunker de till botten och vid nedbrytningen av dem förbrukas allt syre på stora delar av sjöbotten. I en djup sjö är skiktningen så stark under sommarmånaderna att vattnet inte omblandas vilket gör att bottarna blir syrefria men rika på fosfor. I ytvattnet ovanför skiktningen producerar algerna istället syre men tar upp en stor del av fosfor (BoQiang *et al.* 2013).

2.2.2 Intern fosforbelastning

Den historiska användningen av fosfor har gjort att fosfor finns lagrad på sjöns botten. Det beror på att då vattnet är syresatt binds mobil fosfor in av fosforbindande metaller, såsom järn och aluminium, i bottensedimentet och bildar svårlösliga komplex som gör fosfor otillgänglig för planktonalgerna. Så länge fosfor är uppbunden i dessa komplex bidrar den inte till övergödningen (James *et al.* 2015).

Syrefria förhållanden och höga pH-värden kan dock lösa upp dessa komplex, vilket gör fosfor biotillgänglig igen och kan diffundera från sedimentet till den överliggande vattenmassan (Agstam-Norlin 2022). Under syrefria förhållanden reduceras trevärdigt järn till tvåvärdigt järn av mikroorganismer. Eftersom tvåvärdigt järn har högre löslighet kommer järnkomplexen brytas upp, så att fosfor blir biotillgänglig (Agstam-Norlin 2022). Järnkomplexen kan också brytas upp om det finns svavel närvarande. Vid syrefria förhållanden reduceras svavlet till sulfid

som kan binda upp järnet i form av pyrit. På detta sätt finns det mindre järn som kan binda upp den mobila fosfor, och därmed finns det mer biotillgänglig fosfor i sjön som kan bidra till övergödningen¹. Aluminium å andra sidan påverkas inte av syrgashalten (Huser 2014a).

Syrefria förhållanden uppstår framför allt när djupa sjöar skiktas sig och diffusion av syre till vattenmassan under gränsskiktet är begränsad, men det kan också förekomma i grunda sjöar under lugna perioder då vattenpelaren stabiliseras och respirationen är hög, exempelvis nattetid. Processen påskyndas under varmare perioder, då det finns mer organiskt material att bryta ned för de syrekonsumerande bakterierna (Agstam-Norlin 2022).

En viktig roll har också sjöns pH-värde. Detta eftersom lösligheten av järn och aluminium ökar både när pH är lågt ($\text{pH} < 6,5$) och högt ($\text{pH} > 9$) (Huser *et al.* 2016a), eftersom hydroxidjoner då ersätter fosfatjonerna i komplexen (Wang *et al.* 2016). Värt att nämna är att pH kan variera kraftigt i en sjö. Är algbloomingen stor är pH generellt betydligt högre eftersom algerna konsumerar koldioxid vilket i sin tur leder till högre pH i ytvattnet. Detta gör att sjöns pH under sommaren kan vara betydligt högre i ytskiktet jämfört med längre ned i vattenmassan (*ibid.*).

Övergödning i sjöar leder ofta till en ond cirkel, där höga halter fosfor i vattnet leder till mycket alger. När algerna dör och faller till botten bryts dom ned och orsakar syrebrist. Syrebristen frigör i sin tur fosfor som finns i sjöbotten och gör den tillgänglig för algerna igen. På detta sätt kan fosfor som tillföres sjön för flera år sedan orsaka övergödning idag. Det är detta som kallas intern fosforbelastning (Pettersson 1998).

2.2.3 Problem orsakade av övergödning

Övergödning har flera negativa effekter på ett akvatiskt ekosystem. När halten kväve och fosfor ökar kraftigt råkar ekosystemet i obalans. Många växt-och djurarter kan inte anpassa sig till förändringarna vilket innebär att de drabbas hårt eller försvinner. Däremot gynnas ett fåtal anpassningsbara arter vilket gör att den biologiska produktionen skenar. Övergödning leder därför ofta till ökad produktion av växtplankton och framför allt fintrådiga alger (BoQiang *et al.* 2013). Är det cyanobakterier som orsakar algbloomingen finns det risk att vattnet blir giftigt då vissa arter av cyanobakterier kan bilda toxiner. Det antas att mellan en tredjedel till hälften av alla blomningar av cyanobakterier är giftiga (Livsmedelsverket 2021).

När algerna dör sjunker de till botten där de bryts ned av syrekrävande mikroorganismer. I djupa sjöar, där vinden inte blandar om bottenvattnet, finns det stor risk för syrefria bottnar (BoQiang *et al.* 2013). Det finns även risk för syrgasbrist i hypolimnion, vilket är vattenlagret nedanför skiktningen i sjön. Här är vattnet kallt även under sommaren, vilket gör att kallvattensarter, såsom fiskar och kräftdjur, gömmer sig här då de inte trivs i det varma vattnet ovanför skiktningen. Om syrgasförhållandena i hypolimnion blir för dåliga riskerar dessa kallvattensarter att slås ut (Nürnberg 2019).

¹ Silke Langenheder, föreläsare, Uppsala universitet, föreläsning 2021-09-03

2.3 ÅTGÄRDER

Växttillgänglig fosfor kan komma in till sjön på två olika sätt. Antingen genom att den omkringliggande marken läcker ut fosfor, så kallade externa källor. Fosfor kan också bli växttillgänglig i sjön vid syrefria förhållanden, genom den onda cirkeln, och man pratar då om intern fosforbelastning (Huser 2014a). Det är generellt lättast att minska de externa källorna. Oftast får då varje enskild markägare i fråga ansöka om bidrag från länsstyrelsen för att utföra en åtgärd som minskar fosforläckaget just från deras markområde (Håbo Kommun 2022a).

2.3.1 Åtgärdsbehov

Enligt VISS (u.å. a, u.å. b) har Stora och Lilla Ullfjärden måttlig respektive hög status med avseende på näringsämnen, se tabell 1 nedan.

Tabell 1. Rådande totalfosforhalter i Stora och Lilla Ullfjärden under sommaren enligt VISS (u.å. a, u.å. b) samt vilka klassgränser som gäller enligt Havs- och vatten myndigheten (2018a). Bedömningen enligt VISS baseras på data från ytvattenprovtagningar på 0–2 m djup under augusti månad åren 2013–2018.

Klassgränser	Stora Ullfjärden Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	Lilla Ullfjärden Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]
Referensvärde	10,2	14,2
Hög / God	14,6	20,3
God / Måttlig	20,4	28,4
Måttlig / Otillfredsställande	34,0	47,3
Otillfredsställande / Dålig	51	71
Observerat värde VISS (sommar)	21,8	15,8
Status	Måttlig	Hög

Detta är dock mycket missvisande eftersom halten fosfor i ytvattnet är mycket låg under sommaren i och med att algerna har förbrukat näringen (BoQiang *et al.* 2013). Att klassificera sjön utifrån värden uppmätta under våren direkt efter islossningen ger sjöarna en annan status, se tabell 2. Under våren är en stor andel av fosfor växttillgänglig för att senare under sommaren bindas upp i organismer.

Tabell 2. Rådande totalfosforhalter i Stora och Lilla Ullfjärden under våren samt de klassgränser som gäller enligt Havs- och vatten myndigheten (2018a). Bedömningen baseras på ytvattenprovtagningar på 0,5 m djup under mars och april månad åren 2020 och 2021.

Klassgränser	Stora Ullfjärden Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	Lilla Ullfjärden Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]
Referensvärde	10,2	14,2
Hög / God	14,6	20,3
God / Måttlig	20,4	28,4
Måttlig / Otillfredsställande	34,0	47,3
Otillfredsställande / Dålig	51,0	71,0
Observerat värde (vår)	51,0	58,9
Status	Dålig	Otillfredsställande

Den observerade halten under våren är betydligt högre än under sommaren. Det beror på att kiselalger som blommar tidigt under våren tar upp näring som sedan sedimenterar till botten när de dör i april/maj (Nellbring 2014). Blomning av cyanobakterier sker under högsommaren när det är som varmast och vattnet är stratifierat. Alla arter av cyanobakterier som förekommer i Ullfjärdarna har gasfyllda vakuoler vilket gör att de kan röra sig upp och ned i vattenmassan och kan därför hämta näring från botten (Willén & Tirén 1984). Varje år sker en kraftig algblomning av cyanobakterier som färgar vattnet grönt och visar på att åtgärdsbehovet är stort, se figur 3 nedan.



Figur 3. Satellitbild över Stora och Lilla Ullfjärden 31/8-2021. Bilden visar mörkt vatten utan algblomning norr om Stora Ullfjärden, Stora Ullfjärden i mitten har viss algblomning och Lilla Ullfjärden har en kraftig algblomning (SYKE 2021).

2.3.2 Åtgärder på land

Flera åtgärder har tidigare redan genomförts för att minska näringsbelastningen. För att minska näringsbelastningen ytterligare föreslår vattenmyndigheterna flera möjliga åtgärder för att uppnå förbättringsbehovet. Åtgärderna är främst riktade mot jordbruket, enskilda avlopp och dagvatten och listas nedan (VISS u.å. a, u.å. b).

Tabell 3. Visar redan utförda markåtgärder i Stora och Lilla Ullfjärden samt föreslagna åtgärder för att minska den externa fosforbelastningen i sjön (VISS u.å. a, u.å. b).

<i>Stora Ullfjärden:</i>	
<i>Redan utförda åtgärder på land:</i>	<i>Föreslagna åtgärder på land:</i>
Förbättrad gödselhantering	Skyddszon där erosionsrisk råder
Kalkfilterdiken	Rådgivning till jordbruksverksamhet
Miljöersättning ekologisk odling	Strukturkalkning
Skyddszon	Tillsyn på jordbruksverksamhet
Miljöersättning skyddszon	Dagvattenåtgärder i avrinningsområdet
Vårbearbetning	Våtmark för förbättrad vattenkvalitet
Strukturkalkning	Åtgärd för att minska påverkan från små avlopp
Vallodling i slättlandskap	Sjörestaurering (ej närmare specificerad)

<i>Lilla Ullfjärden:</i>	
<i>Redan utförda åtgärder på land:</i>	<i>Föreslagna åtgärder på land:</i>
Förbättrad gödselhantering	Miljöersättning extensiv vallodling
Markförbättrande åtgärder i rasthagar	
Åtgärd för att minska påverkan från små avlopp	

2.3.3 Åtgärder i sjön

För att minska den interna fosforbelastningen måste sjörestaureringsåtgärder vidtas, vilket syftar till att ta bort eller permanent fastlägga den fosfor som redan finns i sjön. De mest studerade metoderna för att göra detta är aluminiumbehandling, Phoslock, syresättning, omblandning och reduktionsfiske (Huser *et al.* 2016a, Erlandsson Lampa & Witter 2018, Havs- och Vattenmyndigheten 2020).

Aluminiumbehandling, Phoslock, syresättning och omblandning innebär att fastlägga fosfor i sedimenten medan muddring och reduktionsfiske fysiskt tar bort fosfor. Generellt är metoder för att fastlägga fosfor i sedimenten säkrare och billigare medan, metoder där fosfor tas upp ur sjön har den potentiella fördelen att fosfor kan nyttjas som gödningsmedel på land (Erlandsson Lampa & Witter 2018).

2.3.3.1 Aluminiumbehandling

Att tillsätta aluminium till sjöar för att minska internbelastningen av fosfor är en beprövad metod som använts sedan 1970-talet (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Aluminiumets förmåga att binda fosfor i stabila föreningar innebär att fosfor fastläggs i botten-sedimenten och inte längre frigörs till vattenfasen vid syrebrist (Erlandsson Lampa & Witter 2018).

Behandlingen går ut på att aluminium tillsätts i form av en aluminiumsaltlösning i vattenmassan eller genom injicering i sedimentet. Sedimentinjicering har högre precision och högre bindningseffekt än behandling i vattenmassan, den direkta påverkan på vattenlevande

organismer minskar och det är lägre risk för resuspension (Olofsson Madestam 2020). Däremot störs bottenfaunan under behandlingen och kostnaden är högre (Gyllström *et al.* 2016). Aluminiumbehandling är en effektiv metod som ger snabba och relativt pålitliga resultat. Dessutom är det den mest tillämpade åtgärden mot internbelastning (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). En nackdel är den allmänna uppfattningen att tillsats av aluminium anses som en onaturlig kemisk behandling, trots att elementet finns naturligt i både sediment och mark (Huser & Köhler 2018).

Det är viktigt att rätt mängd aluminium tillsätts sjön. En för hög dos kan leda till att aluminiumet förblir i oorganisk form vilket är toxiskt för biota. En för låg dos ger istället alltför kortlivade resultat (Huser 2014a). Aluminiumbehandling kan lämpa sig för de flesta sjöar, men pH får inte vara naturligt högt ($\text{pH} > 9$) eller lågt ($\text{pH} < 6$) (Erlandsson Lampa & Witter 2018). Om pH överstiger 9 kan det orsaka stress till vissa biota. Om pH överstiger 9,5 är det toxiskt för viss biota. Det är därför viktigt att bevaka pH-värdet under behandlingen (Huser & Köhler 2018).

2.3.3.2 Phoslock

Phoslock är en metod som går ut på att täcka över bottensedimenten med en blandning av bentonitlera och grundämnet lantan som komplexbinder fosfor. Det är en relativt ny metod som främst utförts utomlands (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Lantan, vilket utgör 5 viktprocent av Phoslock, binder starkt till fosfor även under syrefria förhållanden. Att framställa lantan är dock en energikrävande process vilket är en nackdel med metoden (Phoslock Europe GmbH u.å.). Lantan tillhör gruppen ”sällsynta jordartsmetaller”, vilket är en grupp på 17 metaller som används i en stor mängd tekniska produkter såsom skärmar till smarta telefoner, datorer och TV-apparater men även i uppladdningsbara batterier, bränsleceller och generatorer (Castor & Hedrick 2006). Behovet på dessa metaller har ökat kraftigt de senaste åren då i och med en ökad efterfrågan på grön teknik (SGU u.å.).

Phoslock lämpar sig bäst i djupa, skiktade sjöar där pH inte överstiger 8. Detta för att bindningsförmågan mellan fosfor och lantan minskar med ökande pH (Reitzel *et al.* 2013). Det finns även resultat som indikerar att inbindningen av fosfor minskar om sjön är humusrik (Lürling & Faassen 2012). Tidigare erfarenheter visar att den rekommenderade dosen av Phoslock kan vara för låg för att över huvud taget uppvisa en effekt av minskning av mobil fosfor (Reitzel *et al.* 2013).

2.3.3.3 Syrgassättning

Syrgassättning innebär att tillföra syre till syrefattigt bottenvatten så att fosfor förblir komplexbunden i bottensedimentet och inte diffunderar till den överliggande vattenmassan (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Syrgasen tillförs genom ett pumpsystem som består av ett rör från en syrgasbehållare på land och som mynnar i hypolimnion. Det är viktigt att pumpen är rätt dimensionerad så att turbulens inte uppstår. Turbulens kan orsaka resuspension av

bottensediment. Dessutom kan det förstöra skiktningen vilket inte är önskvärt då cirkulation av fosfor från bottenvattnet till ytvattnet gynnar algblomning (Vahanen Environment Oy & Centrum Balticum 2018).

Metoden har använts på flera håll sedan 1900-talet. Däremot innebär syrgassättning snarare en minskning av symptomen orsakade av internbelastning i stället för att faktiskt lösa problemet (Dondajewska *et al.* 2019). Ett exempel på detta är Bornsjön i Stockholm där syrgassättning tillämpats sedan 1987. När åtgärden avbröts år 2004 observerades en drastisk ökning av fosforläckage från bottensedimenten, vilket visar att åtgärden endast var en tillfällig lösning och inte en långsiktig åtgärd mot internbelastning i Bornsjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2020).

2.3.3.4 Omblandning

Genom att blanda om vattnet i en sjö kan den interna fosforbelastningen minskas genom att bottenvattnet inte längre är syrefritt (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Omblandningen sker genom en pump som pumpar ned syrerikt vatten nära botten. Då det nedpumpade vattnet har längre densitet flyter det uppåt vilket skapar ett vertikalt flöde som blandar om vattnet (*ibid.*). Metoden har på senare tid ifrågasatts eftersom omblandningen rör upp sedimenten så att näring transporteras upp till ytvattnet vilket ökar primärproduktionen (Erlandsson Lampa & Witter 2018).

2.3.3.5 Muddring

Muddring innebär att fosforrikt bottenmaterial tas bort från ett vattenområde med hjälp av grävmaskiner eller genom uppsugning i slangar (Erlandsson Lampa & Witter 2018). Fördelen är att det näringsrika sedimentet inte längre kommer finnas kvar i sjön och att det kan utnyttjas som gödsel på en åker- eller skogsmark (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

Muddringen bör ske på majoriteten av den bottenyta där problem med fosforläckage från sedimenten finns. På så sätt undviks att sediment från omuddrade områden sprider sig till de muddrade ytorna så att den interna fosforbelastningen kvarstår. Det är därför också viktigt att veta hur djupt ner i sedimenten som koncentrationen av läckagebenägen fosfor fortfarande är hög (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

Muddring är en relativt dyr metod i och med lagring, avvattning och transport av sedimentet (Erlandsson Lampa & Witter 2018). Flera studier visar att muddring har en positiv effekt på totalfosforhalten men efter bara några år går resultatet tillbaka till ursprungsläget igen (Jing *et al.* 2019, Liu *et al.* 2016).

2.3.3.6 Utfiskning

Större bottenlevande fiskar som letar föda i sedimenten kan bidra till den interna fosforbelastningen genom att de blandar om det översta sedimentlagret så att fosfor frigörs till vattenmassan (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Utfiskning innebär att dessa bottenlevande fiskar, som ofta är karpfiskar såsom mört och braxen, fiskas upp. I vissa fall planteras det i stället in rovfiskar som gädda eller gös för att öka rovfisktätheten och minska halten växtplankton, som ofta utgör algbloomingarna (Pearson *et al.* 2011). För att få en varaktig effekt behöver reduktionsfisket ske kontinuerligt. Effekten av reduktionsfiske anses vara relativt låg. Utfiskning används därför ofta i kombination med andra åtgärder (Huser *et al.* 2016a). Metoden har fungerat bäst i mindre sjöar med höga fosforhalter och kort omsättningstid (Erlandsson Lampa & Witter 2018).

2.4 METOD FÖR BEDÖMNING AV ÅTGÄRD: BAYESIANSK BESLUTSANALYS

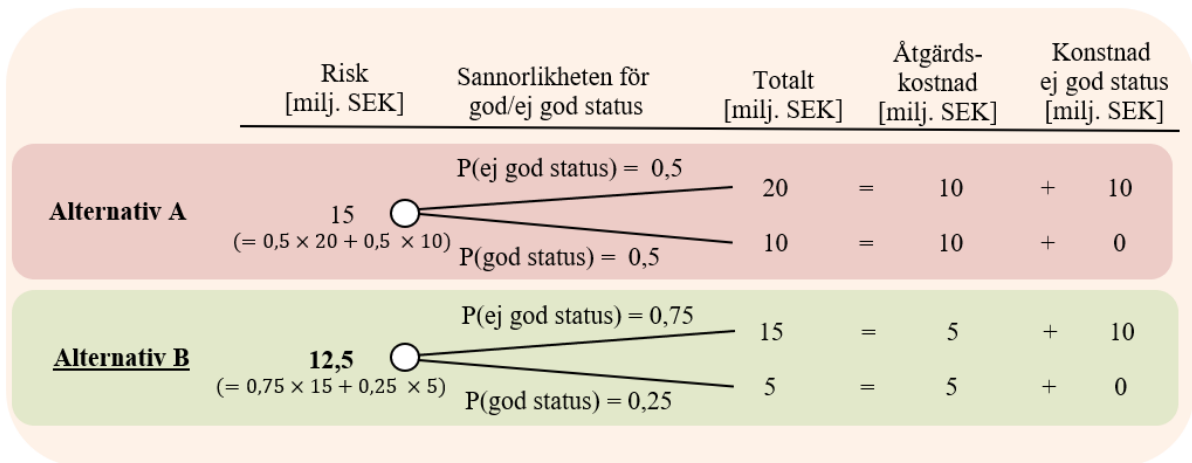
Bayesiansk beslutsanalys ett bra verktyg för att fatta ett beslut när utfallen inte kan förutsägas med säkerhet (Smith 2010). Rationellt beslutsfattande handlar om att välja det alternativ som ger störst nytta alternativt minst risk (Thöns 2020). I denna studie kommer modellen användas som en riskanalys. Varje alternativ tilldelas en sannolikhet för att det inträffar samt ett värde på de förväntade konsekvenserna. Matematisk kan risken för de båda alternativen uttryckas enligt ekvation 1 nedan (*ibid.*).

$$R(A) = P(A) \cdot c(A) \quad (1)$$

Där R står för den totala risken som alternativ A medför, P står för sannolikheten att alternativ A inträffar och c står för kostnaden för de förväntade konsekvenserna som alternativ A medför. Det alternativ som ger den minsta totala risken bör väljas (Thöns 2020).

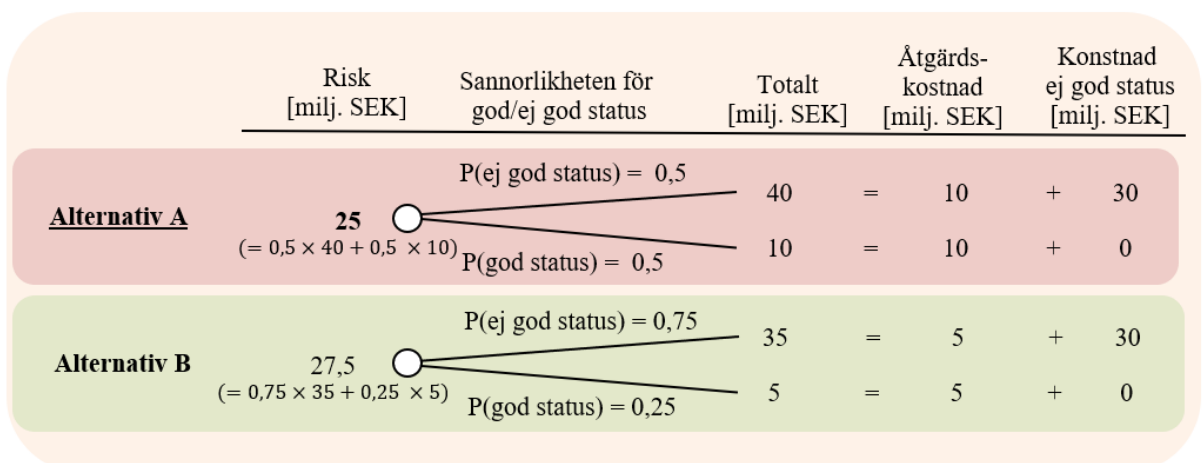
Exempel:

Antag att två åtgärdsalternativ, A och B, undersöks. För alternativ A är risken för att god status ej uppnås efter åtgärd 50 %. Ifall god status inte uppnås är kostnaden 10 miljoner kr och priset för åtgärden är också 10 miljoner kr. För alternativ B är risken att god status ej uppnås efter åtgärd 75 %. Ifall god status inte uppnås är kostnaden återigen 10 miljoner kr men priset för åtgärden är bara 5 miljoner kr. Se figur 4 nedan.



Figur 4. Exempel på hur bayesiansk beslutsanalys kan användas för att bestämma vilken åtgärd som bör väljas. Kostnaden för ej god status är 10 miljoner kr. Eftersom alternativ B har lägst risk bör alternativ B väljas framför alternativ A.

Antag nu att kostnaden för ej god status ökar till 30 miljoner kr. Detta ger en ny risk för de båda åtgärdsalternativen, se figur 5. Nu är det i stället alternativ A som medför den lägsta risken.



Figur 5. Exempel på hur bayesiansk beslutsanalys kan användas för att bestämma vilken åtgärd som bör väljas. Kostnaden för ej god status är 30 miljoner kr. Eftersom alternativ A har lägst risk bör alternativ A väljas framför alternativ B.

Det är inte alltid kostnaden för ej god status går att veta säkert. Därför kan metoden användas för att hitta brytpunkten för när risken för de båda åtgärdsalternativen är lika stor, se figur 6. Kostnaden för ej god status kan beräknas genom att anta att risken för alternativ A och B är densamma, se exempelberäkning nedan där X är kostnaden för ej god status.

$$\begin{aligned}
 \text{Risk}(\text{alternativ A}) &= \text{Risk}(\text{alternativ B}) \\
 0,5 \times (10 + X) + 0,5 \times (10 + 0) &= 0,75 (5 + X) + 0,25 (5 + 0) \\
 5 + 0,5X + 5 &= 3,75 + 0,75X + 1,25 \\
 5 &= 0,25X \rightarrow X = 20
 \end{aligned}$$

Ökar kostnaden för ej god status ytterligare kommer metoden med lägst sannolikhet för ej god status vara att föredra (i detta fall alternativ A). Från detta exempel kan det därför konstateras att om kostnaden för ej god status antas vara mer värt än 20 miljoner kronor så bör alternativ A (med störst sannolikhet för att god status råder efter åtgärd) att väljas framför alternativ B.

	Risk [milj. SEK]	Sannorlikheten för god/ej god status	Totalt [milj. SEK]	Åtgärds- kostnad [milj. SEK]	Konstnad ej god status [milj. SEK]
Alternativ A	20 (= $0,5 \times 30 + 0,5 \times 10$)	P(ej god status) = 0,5	30	= 10	+ 20
		P(god status) = 0,5	10	= 10	+ 0
Alternativ B	20 (= $0,75 \times 25 + 0,25 \times 5$)	P(ej god status) = 0,75	25	= 5	+ 20
		P(god status) = 0,25	5	= 5	+ 0

Figur 6. Exempel på hur bayesiansk beslutsanalys kan användas för att hitta brytpunkten för när alternativet med högst sannolikhet att god status uppnås är att föredra (i detta fall alternativ A). Om kostnaden för ej god status ökar ytterligare kommer alternativ A få lägst risk. Om kostnaden för ej god status antas vara högre än 20 miljoner kronor bör därför alternativ A väljas framför alternativ B.

3. METODER

Nedan utvärderas sjöarnas nuläge och målbild för att besvara den första frågeställningen (avsnitt 1.2). Det är önskvärt att sjöarna uppnår god status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton. Dessa parametrar uppvisar starka samband med halten totalfosfor och på så sätt kan målbilden för halten totalfosfor bestämmas.

För att svara på den andra frågeställningen analyseras de olika åtgärdernas kostnad, effektivitet och livslängd genom att göra en metaanalys. Kostnaden på lång sikt beräknas baserat på startkostnaden, åtgärdens livslängd och den nuvarande inflationen. Sannolikheten att god status uppnås efter att en åtgärd genomförts beräknas utifrån en tidigare utförd studie i Växjösjön samt baserat på en hydrologisk modell av Ullfjärdarna skapad av Walter Cassel (student på miljö och vattenteknikprogrammet).

Den tredje frågeställningen besvaras genom att undersöka vilka tjänster som bidrar till Stora och Lilla Ullfjärdens monetära värde. Samhällets betalningsvilja för att uppnå god status i sjöarna bestäms baserat på en tidigare utförd enkätstudie i Stockholm. Slutligen undersöks ifall det är samhällsekonomiskt lönsamt att uppnå god status i sjöarna med hjälp av bayesiansk beslutsanalys.

3.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD

3.1.1 Totalfosforhalt och pH-profiler

För att illustrera Stora Ullfjärdens rådande status har data från SLU använts som i samband med olika mätprojekt samlats in och analyserats under 2021. Från mars till november togs ytvattenprover och från april till oktober togs även djupprofiler. Data för augusti saknas. Djupprofilernas maxdjup är 19 meter och är därför inte tagna i sjöns djuphåla (27 meter).

För Lilla Ullfjärden laddades data ned från SLU:s webbtjänst *Miljödata-MVM*. Miljödata-MVM är en datorportal som visar data för sjöar och vattendrag. Den innehåller data från nationell, regional och lokal miljöövervakning. SLU står själva för en del av denna data men tar också emot data från många andra olika aktörer². För mätstationen i mitten av Lilla Ullfjärden fanns det data för djupprofiler från april till november 2020 men för vissa månader (april, juni, november) togs inte prover i sjöns djupaste del.

² Stina Drakare, forskare vid Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), kontakt 2022-06-01.

3.1.2 Målbild med avseende på vattenfysikaliska parametrar

Innan en åtgärd genomförs i sjöarna är det viktigt att bestämma hur mycket fosfor som behöver avlägsnas/fastläggas. Tas för lite fosfor bort/fastläggs kommer problemet med algbloomingar att kvarstå. Samtidigt är det önskvärt att inte betala mer än nödvändigt för åtgärderna. Halten fosfor i sjön påverkar flera parametrar, bland annat mängden klorofyll, siktdjup och halten växtplankton. I detta avsnitt undersöks därför vilken halt fosfor som är målbilden för att uppnå god status i sjön vad gäller klorofyll, siktdjup och växtplanktonhalt.

Klorofyll är det pigment som finns i alla fotosyntetiserande växter. Det är därför ett enkelt sätt att uppskatta mängden växtplankton/alger i sjön (SMHI 2010). Det är betydligt enklare att mäta halten klorofyll i sjön jämfört med mängden växtplanktonbiomassa, vilket är orsaken till att det ofta finns färre mätvärden för växtplanktonbiomassa och fler mätvärden för klorofyll. Däremot är klorofyllhalten endast ett grovt mått på växtplanktonbiomassan eftersom halten klorofyll i varje växtcell påverkas av yttre faktorer såsom mängden ljus (Sveriges vattenmiljö u.å.).

För att undersöka vilken halt fosfor som är målbilden för att uppnå god status i sjöarna med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplanktonhalt måste det först bestämmas vad god status innebär för de olika parametrarna. Detta gjordes utifrån Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2018:17) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten 2018a) och visas i tabell 4 nedan.

Tabell 4. Gränsvärden för Stora- och Lilla Ullfjärden. För klorofyll och totalbiomassa växtplankton användes värden för klara sjöar i Södra Sverige. Referensvärde för siktdjup är framräknat med ekvation 2 nedan (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Observerade värden är hämtade från Miljödata-MVM för augusti år 2021 alternativt 2020 med ett provdjup på 0,5 m. Den gröna raden markerar den undre klassgränsen för god status, vilket är den status som eftersträvas.

Stora Ullfjärden:		Totalbiomassa		
Klassgränser	Klorofyll [$\mu\text{g/l}$]	Siktdjup [m]	Växtplankton [mg/l]	
Referensvärde	2,7	4,5	0,46	
Hög / God	4,3	3,0	0,69	
God / Måttlig	8,6	2,3	1,4	
Måttlig / Otillfredsställande	17	1,5	2,8	
Otillfredsställande / Dålig	34	1,1	5,5	
Observerat värde	16	1,7	5,0	
Status	Måttligt	Måttligt	Måttligt	

Lilla Ullfjärden:		Totalbiomassa		
Klassgränser	Klorofyll [$\mu\text{g/l}$]	Siktdjup [m]	Växtplankton [mg/l]	
Referensvärde	2,7	4,8	0,46	
Hög / God	4,3	3,2	0,69	
God / Måttlig	8,6	2,4	1,4	
Måttlig / Otillfredsställande	17	1,6	2,8	
Otillfredsställande / Dålig	34	1,2	5,5	
Observerat värde	7,9	1,7	16,6	
Status	God	Måttligt	Dåligt	

För att beräkna referensvärdet för siktdjupet användes ekvation 2 nedan (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

$$\log_{10}(SD_{ref}) = 0,678 - 0,116 \cdot \log_{10}(\text{AbsF}) - 0,471 \cdot \log_{10}(\text{klorof}) \quad (2)$$

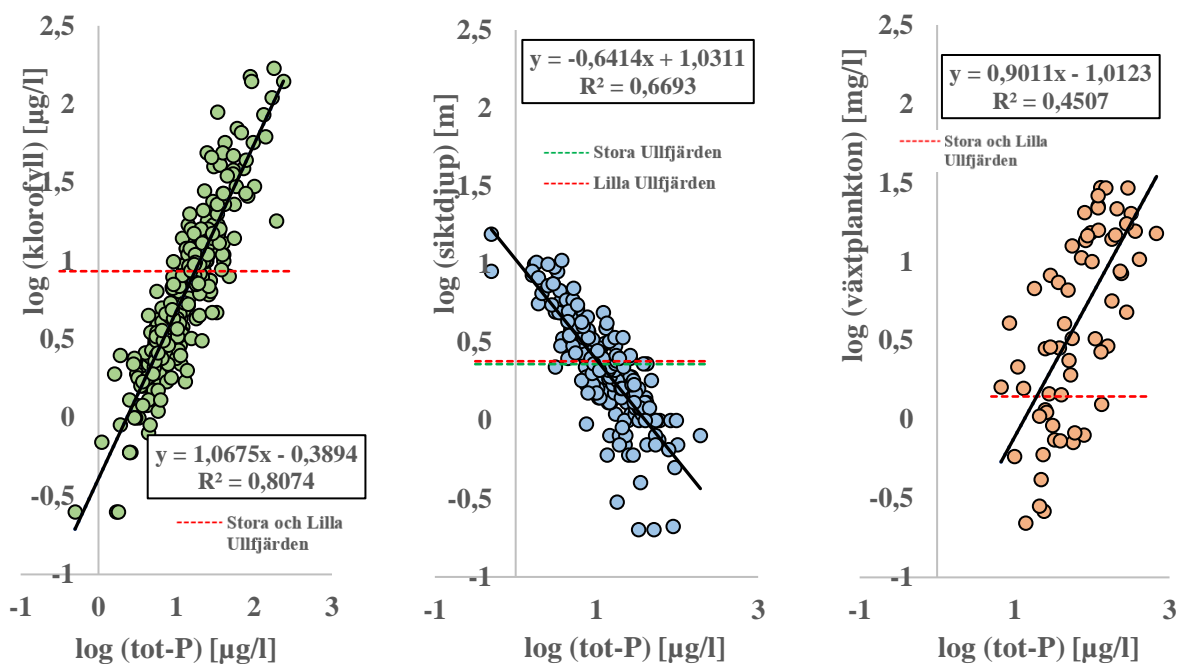
Där SD_{ref} = referensvärde för siktdjup (m), AbsF = absorbans mätt på filtrerat prov vid 420 nm (per 5 cm kyvett), klorof = referensvärde för klorofyllkoncentration (klorofyll a $\mu\text{g/l}$).

Tabell 5. Indata till ekvation 2 för att beräkna referensvärdet för siktdjup i Stora och Lilla Ullfjärden. I tabellen visas medelvärden av de två augusti-mätningar som fanns för vardera sjön i databasen Miljödata – MVM uppmätta 2020 och 2021.

	AbsF 420 (/5cm)	Klorof ($\mu\text{g/l}$)	SD_{ref} (m)
Stora Ullfjärden	0,0315	2,7	4,5
Lilla Ullfjärden	0,0155	2,7	4,8

Det linjära sambandet mellan logaritmskt transformerade data för halten totalfosfor och parametrarna klorofyll, siktdjup och växtplankton används i stor utsträckning av vattenförvaltare som vill etablera mål för minskning av näringsämnen (Zou *et al.* 2020). För att hitta dessa samband laddades data ned för Sveriges alla sjöar från Miljödata-MVM. För klorofyll och siktdjup valdes endast de sjöar med data för augusti år 2021 på ett provdjup på 0,5 meter. För växtplankton valdes i stället de prover som var tagna under augusti, åren 2019, 2020 och 2021. Detta för att det finns betydligt mindre data för växtplankton. Antalet sjöar med tillgängliga data i Miljödata-MVM för de specificerade tidsperioderna och provdjupen var 265 sjöar med data för klorofyll och totalfosfor, 211 sjöar med data för siktdjup och totalfosfor samt 63 sjöar med data för växtplanktonbiomassa och totalfosfor. För att undersöka vilken halt fosfor som är målbilden för att uppnå god status i sjön med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplanktonhalt plottades det logaritmerade värdet av varje parameter mot det logaritmerade värdet för totalfosfor. Med hjälp av linjär regression kunde det empiriska sambandet bestämmas.

Sambandet mellan logaritmerade värden för klorofyll och totalfosfor för 265 svenska sjöar var starkt positivt. En högre halt klorofyll innebär en högre totalfosforhalt. Ungefär 80 % av variationen i klorofyllhalt kunde förklaras med totalfosforhalten för ytvattenprover i augusti 2021 (figur 7a). Sambandet mellan logaritmerade värden för siktdjup och totalfosfor för 211 svenska sjöar var också starkt, men negativt. Detta eftersom en större siktdjup innebär en lägre totalfosforhalt. Ungefär 67 % av variationen i siktdjup kunde förklaras med totalfosforhalten för ytvattenprover i augusti 2021 (figur 7b). Sambandet mellan logaritmerade värden för växtplanktonbiomassa och totalfosfor för 63 svenska sjöar var inte riktigt lika starkt då ungefär 45 % av variationen i växtplanktonbiomassa kunde förklaras med totalfosforhalten för ytvattenprover i augusti 2019–2021 (figur 7c). Resultatet är däremot statistiskt signifikant på en nivå av 99 % ($p < 0,0001$). Sambandet är positivt eftersom en högre halt växtplankton innebär en hög halt totalfosfor.



Figur 7a, 7b och 7c. Visar det logaritmerade linjära sambandet mellan totalfosfor och halten klorofyll (7a), siktdjup (7b) och växtplankton (7c). Baseras på data för 256 svenska sjöar för klorofyll, 211 svenska sjöar för siktdjup och 63 svenska sjöar för växtplankton. För klorofyll och siktdjup är datat baserat på ytvattenprover tagna på 0,5 meters djup under augusti 2021 (7a och 7b) och för växtplankton är datat baserat på ytvattenprover under augusti 2019, 2020 och 2021 (7c). De horisontella streckade linjerna indikerar halten för god status med avseende på siktdjup från tabell 4. Observera att för siktdjup ligger gränsvärdet för god status i Stora Ullfjärden (grönstreckad horisontell linje) strax under gränsvärdet för god status i Lilla Ullfjärden (röd streckad horisontell linje).

Osäkerheten som finns i sambanden bestäms med hjälp av standardfelet som beskriver osäkerhet kring medelvärdesskattningen. Osäkerheten i totalfosfor beräknas genom regressionsanalys i Excel.

3.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN

3.2.1 Kostnad, effektivitet och livslängd

Vid beräkning av kostnader, effektivitet och livslängd gjordes en metaanalys. Underlagsdata till analysen hittas i Appendix 1. Flertalet källor är hämtade från rapporten *Internbelastning av fosfor i Svenska sjöar* (Huser *et al.* 2016a) men ett antal källor har lagts till i denna rapport eller tagits bort om de inte ansågs relevanta, såsom alla sjöar med en sjöyta på mindre än 10 hektar. Informationen är hittad i många olika studier och kvaliteten på de olika studierna varierar. Med i analysen finns både resultat från genomförda studier samt skattade resultat från planerade åtgärder.

För att jämföra kostnader mot varandra, trots att studierna utförts olika årtal, har en inflationsräknare använts så att kostnaden räknats om till ett motsvarande monetärt värde 2021 (Ekonomifakta 2022). I de fall att resultatet kommer från en utlandsstudie har kostnaden först beräknats om till svensk valuta med den valutakurs som rådde under det år som åtgärden genomfördes. Därefter har inflationsmätaren använts för att se vad priset motsvarar 2021.

Att aluminiumbehandla grunda sjöar är mindre kostsamt än att aluminiumbehandla djupa sjöar. Därför har främst studier där aluminiumbehandling utförts i djupa sjöar tagits med som underlagsdata i Appendix 1.

3.2.2 Kostnad på lång sikt

Eftersom åtgärdsmetoderna har olika livslängder kommer betalningen av startkostnaden behöva återupprepas när tiden för livslängden har passerat. Detta gör att en åtgärd med kort livslängd är dyrare över tid. För att illustrera detta beräknades den totala kostnaden för tre olika tidshorisonter, 5 år, 10 år och 50 år.

En åtgärd som sker långt fram i tiden kommer ha ett högre pris på grund av inflationen. En inflation på 2,25 % har använts vilket är beräknat utifrån SCB:s data för inflation i Sverige 1830-2021 (SCB 2021). Genom att plotta datat från SCB och utföra linjär regression beräknades den genomsnittliga ökningen till 2,25%. I denna rapport antas denna historiska inflation gälla även i framtiden.

Eftersom aluminiumbehandling har en livslängd på 12 år kommer priset efter 5 år och 10 år vara detsamma som priset efter 1 år. På 50 år däremot kommer startkostnaden att behöva betalas 5 gånger (startåret, 12e året, 24e året, 36e året och 48e året). För utfiskning som har en livslängd på 3 år kommer startkostnaden behöva betalas två gånger på 5 år (startåret och 3e året), 4 gånger på 10 år (startåret, 3e året, 6e året och 9e året) och 17 gånger på 50 år. För syresättning och omblandningen tillkommer dessutom en driftskostnad varje år. För syresättning som har en livslängd på 20 år kommer startkostnaden behöva betalas 3 gånger på 50 år samt ha en driftskostnad varje år under de 50 åren. Se exempelberäkning nedan:

Exempel:

Aluminiumbehandling kostnad 5 år:

Totalkostnad = startkostnad

Utfiskning kostnad 5 år:

Totalkostnad = startkostnad + startkostnad \times 1,0225³

Utfiskning kostnad 10 år:

Totalkostnad = startkostnad + startkostnad \times 1,0225³ + startkostnad \times 1,0225⁶
+ startkostnad \times 1,0225⁹

Syresättning kostnad 50 år:

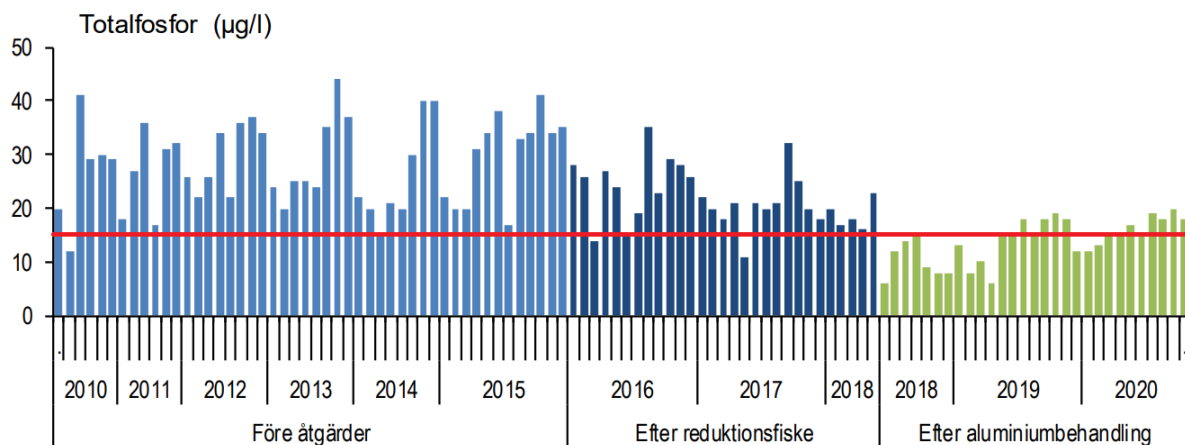
Totalkostnad = startkostnad + startkostnad \times 1,0225²⁰ + startkostnad \times 1,0225⁴⁰
+ driftskostnad \times 50 \times 1,0225⁵⁰

3.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS

3.3.1 Baserat på tidigare projekt

Sannolikheten att god halt uppnås efter aluminiumbehandling beräknas utifrån ett tidigare projekt i Växjösjön som aluminiumbehandlades maj – augusti 2018. Resultaten från behandlingen var mycket god, och för första gången sedan övergödningen tog fart i början av 1800-talet anses sjön ha god eller bättre status med avseende på fosfor, klorofyll, siktdjup, växtplankton och fisk. (Olofsson Madestam 2020)

Innan sjön aluminiumbehandlas utfördes utfiskning i sjön för att stimulera etablering av undervattensvegetation samt förbättra möjligheterna att uppnå avsedd effekt med aluminiumbehandlingen. Gränsvärdet för god status i Växjösjön med avseende på totalfosfor är 15,2 µg/l beräknat utifrån ett referensvärde på 7,6 µg/l angivet i VISS. Sannolikheten att god halt uppnås beräknas utifrån data från utloppet i Växjösjön. Perioden före åtgärd representeras av åren 2010 - 2015, perioden efter utfiskning representeras av åren 2016 – maj 2018 och perioden efter aluminiumbehandling representeras av juni 2018 – oktober 2020. I rapporten Olofsson Madestam (2020) är datat för totalfosfor sammanställt i figur 8.



Figur 8. Visar totalfosforhalten i Växjösjön före åtgärd, efter utfiskning samt efter aluminiumbehandling (Olofsson Madestam 2020). Den röda linjen indikerar halten för god status (15,2 µg/l) i sjön med avseende på totalfosfor.

3.3.2 Baserat på modellering av Ullfjärdarna

Sannolikheten att god status uppnås, efter att en åtgärdsbehandling har genomförts, beräknas på ytterligare ett sätt. I examensarbetet Modellering av fosfordynamik i Stora och Lilla Ullfjärden skrivet av Walter Cassel år 2022 har en modell av Stora och Lilla Ullfjärden skapats. Modellen är skapad i det hydrologiska modellverktyget HYPE som är en avrinningsmodell som simulerar vattenflöden och tillhörande näringsämnen genom landskapet (SMHI 2020).

Genom att minska den interna fosforbelastningen i modellen med den effekt som varje åtgärd medför kan sannolikheten för att god status uppnås med avseende på totalfosfor beräknas för de olika åtgärdsalternativen.

3.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE

Att ekonomiskt värdera ekosystemtjänster är nödvändigt i många sammanhang för att inte ge en alltför liten vikt vid olika beslut som ska fattas i samhället (Kinell och Tore Söderqvist 2011). I och med att en sjö är en gemensam resurs som används utan betalning behöver uppskattningar göras för att lyfta fram alla aspekter som bidrar till sjöarnas värde (Morrison 2009). I en studie av Morrison (2009) uppskattades Mälarens värde till 40 miljarder kronor vilket kunde motivera att dyra sjörestaureringsåtgärder ändå var värda att utföra på flera håll i Mälaren. I detta avsnitt undersöks de aspekter som bidrar till Stora och Lilla Ullfjärdens värde.

3.4.1 Vilka tjänster bidrar till Stora och Lilla Ullfjärdens ekonomiska värde?

En sjö är en gemensam resurs som i många fall används utan betalning och Stora och Lilla Ullfjärden är inget undantag. Sjöarna bidrar med alla olika typer av ekosystemtjänster; försörjande (ex. vattenrening), reglerande (ex. avskiljning av näringsämnen och föroreningar), stödjande (ex. biologisk mångfald) och kulturella (ex. naturupplevelser) (Boverket 2022). För att värdera sjöarna behöver uppskattningar göras.

De olika tjänsterna som sjöarna bidrar med har ett ekonomiskt värde som antingen är greppbart (har ett marknadsvärde), kan värderas (med hjälp av uppskattningar och antaganden) eller är ej greppbart (har inget marknadsvärde). På detta sätt kan alla aspekter och attribut kring sjöarna framhävas och betonas vikten av (Morrison 2009).

De tjänster som går att sätta ett ekonomiskt värde på för Stora och Lilla Ullfjärden är *vattenrening* och *bad*. Hur det ekonomiska värdet för dessa tjänster beräknades beskrivs nedan.

3.4.1.1 Vattenrening

Längre nedströms i Mälaren ligger ett vattenverk, Görvålverket, som producerar 50 miljoner kubikmeter dricksvatten per år (Norrsvatten 2022). Kostnaden för en kubikmeter vatten är 4,1 kr per kubikmeter (ibid.).

Den andel vatten som kommer från Ullfjärdarna till Görvålverket beräknas utifrån figur 34 i rapporten *HOME Vatten i Mälaren* (Sahlberg & Gustavsson 2010) som visar medelflöden till, genom och ur Mälarens alla 39 vattenförekomster. Flödet från Ullfjärdarna motsvarar 0,68 % av Görvålns tillflöde. Den kostnad som Ullfjärdarna bidrar med blir $50 \text{ miljoner} \times 4,1 \text{ kr/kubikmeter} \times 0,0068 = 1,4 \text{ miljoner}$.

Det minskade värdet om god status ej uppnås kan också uppskattas. Om vattnet som kommer in till Görvälnverket har dålig ekologisk status påverkar det produktionskapaciteten negativt eftersom silar och sandfilter tappar i hydraulisk kapacitet när mängden alger ökar³. Eftersom vattenanvändningen periodvis är mycket hög kan den minskade produktionskapaciteten leda till att Norrvatten behöver investera i ytterligare kapacitet vilket kostar cirka 1 miljard för rening av 100 000 kubikmeter vatten per dag. Vid försämrad vattenstatus uppskattar Daniel Hellström, chef för Kvalitet och utveckling på Norrvatten, en minskning i produktivitet med 10 000 kubikmeter per dag. Den minskningen skulle i så fall ha värdet 100 000 miljoner. Detta är en investering som kan skrivas på 50 år vilket ger att en försämrad vattenstatus kostar uppskattningsvis 2 miljoner kr per år. Då bidraget från Ullfjärdarna till Görväln är 0,68 % betyder det att kostnaden för om Ullfjärdarna inte har god vattenkvalitet är 2 miljoner per år \times 0,0068 = 13 600 kr per år.

3.4.1.2 Badplatsen

I Stora Ullfjärden ligger en populär badplats, Ekillabadet, som lockar många badgäster varje sommar. I och med att Ekillabadet är ett EU- bad har badplatsen mer än 200 badande per dag under badsäsongen 21 juni till 20 augusti (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Under fina sommardagar kan antal besökare gå upp till 500 personer⁴. I Stockholm är genomsnittet 24 högsommardagar per år under perioden 2021- 2020 (Stockholms stad 2022). Utifrån detta kan det beräknas att det är cirka 19 400 badgäster per sommar (500 gäster per dag under 24 dagar och 200 badgäster per dag under 200 dagar).

För att sätta ett ekonomisk värde på vad badplatsen är värd kan det antas att alla badgäster i stället behöver bege sig till en simhall, exempelvis Bålsta simhall med inträde 50 kr per person (Håbo Kommun 2022b). Badplatsen får då ett värde på 970 000 kr per år.

I rapporten Mälarens värde (Morrison 2009) refereras till en enkätstudie utförd år 2008 i sjön Anten i Alingsås kommun där en fråga i enkäten var huruvida man skulle besöka badplatsen om den var stängd på grund av dålig vattenkvalitet. Nästan samtliga tillfrågade i studien svarade att de inte skulle besöka badplatsen om det var fallet. Däremot visade det sig att de allra flesta inte tar del av tillgänglig information på kommunens hemsida före besöket.

Om det antas att sjöarna 10 dagar varje sommar har så otjänligt vatten att det inte går att bada, går det att räkna ut hur mycket det skulle kosta om alla dessa badgäster behövde besöka ett alternativt bad. Då algbloomningen ofta är som värst under högsommardagar är det 500 badgäster under 10 dagar som inte kan besöka badet. Antas att alla dessa badgäster i stället behöver bege sig till en simhall, exempelvis Bålsta simhall med inträde 50 kr per person (Håbo Kommun 2022b), kostar detta 250 000 kr per år.

³ Daniel Hellström, Chef för Kvalitet och utveckling, Norrvatten, mailkontakt 2022-05-18.

⁴ Marianne Karlsson, ägare av kiosken vid Ekillabadet i Bålsta, mailkontakt 2022-05-10.

3.4.2 Samhällets betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus

Konsultföretaget Anthesis Enveco har, på uppdrag av Stockholms stad, genomfört en studie där de ekonomiskt värderar Stockholms vatten (Soutukorva *et al.* 2017). Detta gjordes genom en kvalitativ sammanställning av de nyttor som kan kopplas till att det är god status i sjöarna. Kvalitativ sammanställning innebär att värden uttrycks i ord vilket kan göras genom kontakt med intressenter, enkätstudier till allmänheten samt beskrivning av värden utifrån historiska händelser. En sjös värde genereras av att sjön uppfyller viktiga ekosystemtjänster såsom möjlighet till rekreation (vandningsleder, badplatser, fiske, med mera), sjöns estetiska värde och att den biologiska mångfalden stärks då god status uppnås.

Studien utfördes på alla sjöar i Stockholms kommun. För varje sjö beräknades dess nuvarande värde utifrån en enkät som gick ut till allmänheten i hela kommunen (415 189 hushåll) där varje hushåll fick ange hur mycket de skulle vara villiga att betala i månaden för att uppnå god status i Stockholms sjöar. De kunde även välja att en viss del av betalningen skulle öronmärkas för att behandla tre specifika sjöar. Medelvärdet hamnade på 57 kr i månaden per hushåll. (I Göteborg har samma företag genomfört en liknande studie där medelvärdet hamnade på 49,51 kr i månaden per hushåll (Soutukorva *et al.* 2018)). I Stockholms-studien frågades också hur ofta varje sjö besöks varje år. Utifrån detta kunde nuvärden på sjöarna beräknas baserat på besöksstatistiken samt allmänhetens villighet att betala för att god status uppnås, se Bilaga 2. Det ekonomiska värdet för Stora och Lilla Ullfjärdarna uppskattas utifrån denna studie.

3.5 SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETSBEDÖMNING AV ALUMINIUMBEHANDLING

Att behandla sjöarna med aluminiummetoden är kostsamt. Men att inte uppnå god ytvattenstatus medför också kostnader, se tabell 13 i avsnitt 4.4.1. Kostnaden för att god ytvattenstatus inte uppfylls är svår att sätta ett ekonomiskt värde på. I detta avsnitt undersöks vilket ekonomiskt värde god status i sjöarna måste ha för att det ska vara ekonomiskt lönsamt att behandla sjöarna med aluminiummetoden. Ifall kostnaden för åtgärdsmetoden inte kan motivera den nytta som åtgärdsmetoden medför, är det inte samhällsekonomiskt lönsamt att åtgärdsmetoden utförs. Var denna gräns går undersöks med hjälp av bayesiansk beslutsanalys.

3.5.1 Bayesiansk beslutsanalys

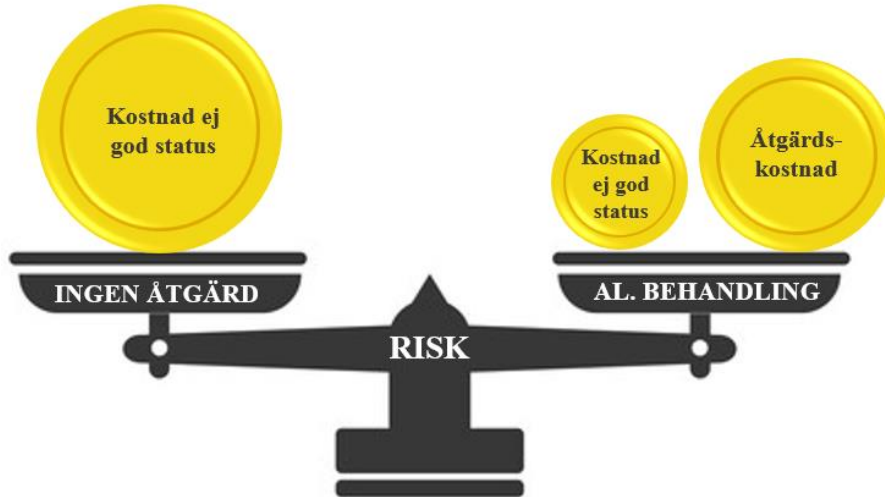
Som tidigare nämnts i avsnitt 2.4 handlar bayesiansk beslutsanalys om att maximera nyttan alternativt minimera risken. I denna studie kommer modellen användas som en riskanalys. Risken i sin tur beror på sannolikheten att ett utfall inträffar multiplicerat med konsekvenskostnaden för varje utfall (ekvation 1), vilket i denna studie inkluderar kostnaden för själva åtgärdsmetoden (åtgärdskostnad) samt kostnaden för att god status inte uppnås i sjöarna (kostnad ej god status), se ekvation 3 nedan.

$$\begin{aligned} \text{Risken} = & P(\text{god status}) \times (\text{åtgärds-kostnad} + \text{kostnad ej god status}) \\ & + P(\text{ej god status}) \times (\text{åtgärds-kostnad} + \text{kostnad ej god status}) \end{aligned} \quad (3)$$

I denna studie kommer bayesiansk beslutsanalys användas för att jämföra åtgärdsalternativet aluminiumbehandling mot alternativet att inte göra någonting. Det ger fyra utfall.

1. God status råder i sjöarna, ingen åtgärd görs.
2. Ej god status råder i sjöarna, ingen åtgärd görs.
3. God status råder i sjöarna, sjöarna aluminiumbehandlas.
4. Ej god status råder i sjöarna, sjöarna aluminiumbehandlas.

Den åtgärd som ger den lägsta risken bör väljas. Eftersom det inte finns ett värde för kostnaden om god status ej uppnås kan modellen användas för att avgöra vilken den minsta kostnaden för ej god status som måste gälla för att risken ska vara lägre för alternativet aluminiumbehandling. Ju högre kostnaden för ej god status är, desto större blir risken hos alternativet ingen åtgärd. På detta sätt kan det avgöras ifall kostnaden för aluminiumbehandling kan motiveras av kostnaden för att god status inte uppnås i sjöarna. I figur 9 nedan illustreras detta. För alternativet ingen åtgärd, kostar det inget om statusen är god men om statusen inte är god blir risken hög eftersom sannolikheten för ej god status är hög då ingen åtgärd utgörs, se ekvation 3. För alternativet aluminiumbehandling är sannolikheten för ej god status liten. Däremot tillkommer åtgärds-kostnaden. Målet är att hitta den kostnad som ej god status medför som gör att risken är densamma för de båda alternativen. Om god status i sjöarna antas vara värt mer än den beräknade kostnaden som ej god status medför bör aluminiumbehandling utföras.



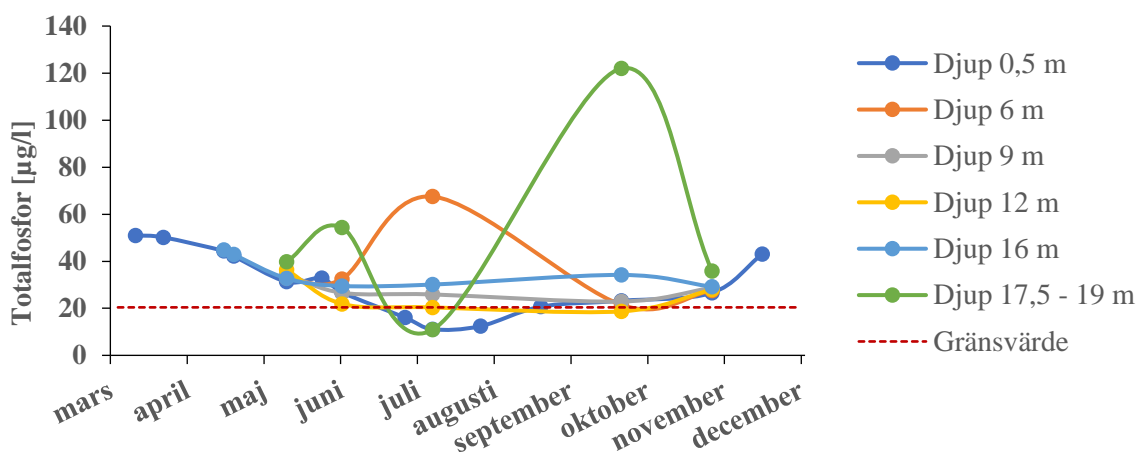
Figur 9. Illustration över hur kostnaden för ej god status kan beräknas genom att hitta brytpunkten för när risken är densamma för alternativet "ingen åtgärd" och "aluminiumbehandling".

4. RESULTAT

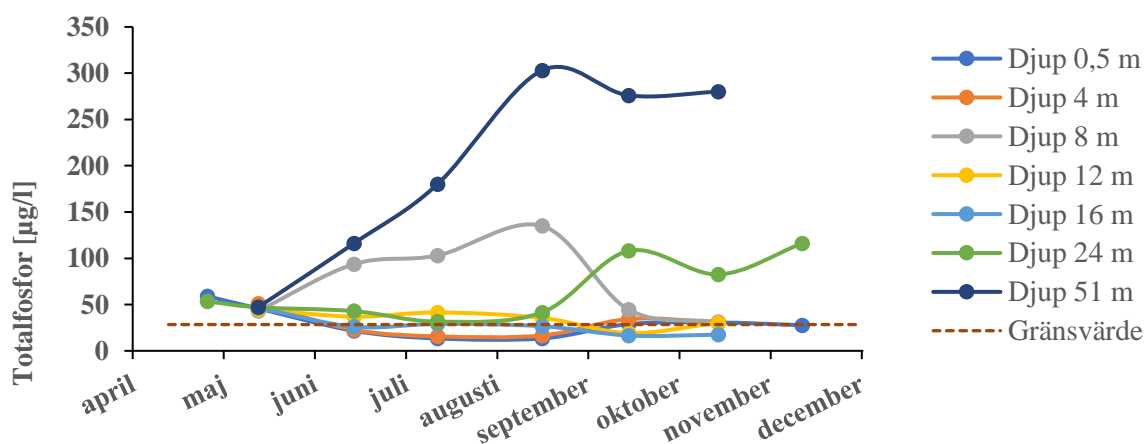
4.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD

4.1.1 Totalfosforhalt

Figur 10 och 11 nedan visar hur totalfosforhalten varierar över året på olika djup i sjön. De höga värdena för de djupa nivåerna indikerar internbelastning. Det är möjligt att se att totalfosforhalten är som högst i bottenvattnet under tidig höst och som lägst i ytvattnet under sommaren. Lilla Ullfjärden har en betydligt högre totalfosforhalt i bottenvattnet jämfört med Stora Ullfjärden.



Figur 10. Totalfosforhalter i Stora Ullfjärden på olika djup under året 2021, där "Djup 0,5 m" representerar halterna i ytvattnet och "Djup 18 m" representerar halterna i bottenvattnet. Punkterna indikerar data från SLU:s egna mätningar och linjerna genom punkterna är interpolerade av Excel. Gränsvärdet markerar gränsen mellan god och måttlig status för totalfosfor (20,4 µg/l) enligt tabell 7.



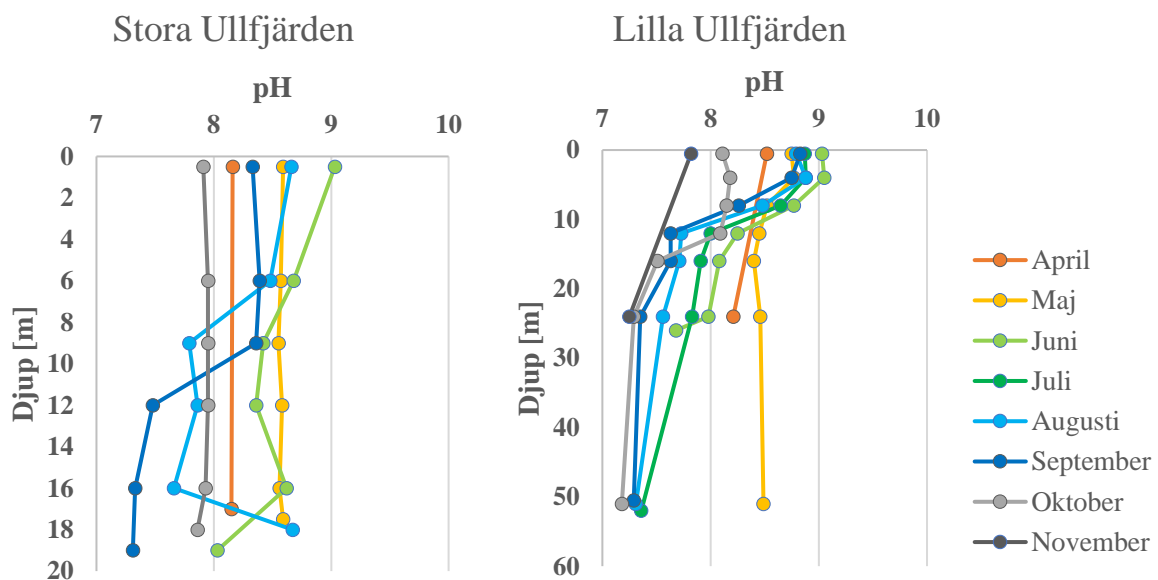
Figur 11. Totalfosforhalter i Lilla Ullfjärden på olika djup under året 2020, där "Djup 0,5 m" representerar halterna i ytvattnet och "Djup 51 m" representerar halterna i bottenvattnet. Punkterna indikerar data hämtad från Miljödata – MVM och linjerna genom punkterna är interpolerade av Excel. Gränsvärdet markerar gränsen mellan god och måttlig status för totalfosfor (28,4 µg/l), enligt tabell 7.

4.1.2 pH-profiler

I figur 12a och 12b nedan visas pH-profiler för Stora och Lilla Ullfjärden. Under sommarmånaderna är pH-värdet högt i ytvattnet. I juni är pH-värdet som allra högst och överstiger då pH 9 i ytvattnet för båda sjöarna.

Om aluminiumlösning tillsätts vatten med pH över 9 orsakar det stress på viss biota och inbindningen av fosfor är inte lika effektiv. För lilla Ullfjärden är pH betydligt lägre i bottenvattnet. Om aluminiumlösningen injiceras i botten sedimenten senare på hösten finns det ingen risk för att pH är för högt.

I Stora Ullfjärden är skillnaden mellan pH i ytvattnet och bottenvattnet inte lika stor. Aluminiumbehandlingen bör även här ske senare på hösten när pH:t är inom intervallet för vad som passar vid aluminiumbehandling.



Figur 12a och 12b. Figur 12a visar pH-profiler i Stora Ullfjärden på olika djup under året 2021. Data från SLU:s egna mätningar. Under augusti månad saknas data. Figur 12b visar pH-profiler i Lilla Ullfjärden på olika djup under året 2020. Data är hämtad från Miljödata-MVM. För vissa månader finns inte data för pH-värdet i djupvattnet.

4.1.3 Målbild med avseende på vattenfysikaliska parametrar

Det är önskvärt att sjöarna uppnår god status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton. Dessa parametrar uppvisar starka samband till halten totalfosfor och på så sätt kan målbilden för halten totalfosfor bestämmas. Sambanden mellan totalfosfor samt parametrarna klorofyll, siktdjup och växtplankton visas i tabell 6 nedan.

Tabell 6. Visar det logaritmerade linjära sambandet mellan totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) och halten klorofyll ($\mu\text{g/l}$), siktdjup (m) och växtplankton (mg/l) baserat på linjär regression enligt figur 7a-c (avsnitt 3.1.2). R^2 värdet indikerar hur stor del av variationen i y som kan förklaras av variationen i x, SE-värdet (standardfelet) är ett mått på spridningen och n anger antal datapunkter.

Parametrar	Samband	R^2	n
Klorofyll	$\log(\text{klorof.}) = 1,0675 \times \log(\text{totP}) - 0,3894$	0,8074	256
Siktdjup	$\log(\text{siktd.}) = -0,6414 \times \log(\text{totP}) + 1,0311$	0,6693	211
Växtplankton	$\log(\text{växtpl.}) = 0,9011 \times \log(\text{totP}) - 1,0123$	0,4507	63

I tabell 4 i avsnitt 3.1.2 anges gränsen för god status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton för Stora och Lilla Ullfjärden. Genom att utgå från värdena för god status samt ekvationerna i tabell 6 kan önskade värden för totalfosforhalten bestämmas med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton, se tabell 7.

Exempelberäkning för klorofyll Stora Ullfjärden:

God status med avseende på klorofyll för Stora Ullfjärden anges i tabell 4 (avsnitt 3.1.2) till 8,6 $\mu\text{g/l}$. Korrelation mellan logaritmerade värden för klorofyll och totalfosfor fås från tabell 6.

$$\log(\text{klorofyll}) = 1,0675 \times \log(\text{totP}) - 0,3894$$

$$\text{totP} = 10^{\left(\frac{\log(8,6) + 0,3894}{1,0675}\right)} = 17,4$$

Liknande beräkningar som exempelberäkningen görs för samtliga parametrar i båda sjöarna. Den parameter som kräver den lägsta totalfosforhalten för att uppnå god status är den parameter som bestämmer målbilden för halten totalfosfor. I tabell 7 är det tydligt att siktdjupet är den parameter som kräver den lägsta totalfosforhalten. För att ta osäkerheten i beaktning subtraheras standardfelet från den önskade totalfosforhalten. På så sätt fås den önskade totalfosforhalten med marginal.

Tabell 7. Fosforhalten som behöver råda i Stora- och Lilla Ullfjärden på 0,5 m djup för att sjöarna ska uppnå god status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplanktonhalt. Värdet i parentes visar standardfelet. På raden längst ned visas den önskade halten totalfosforhalten i sjöarna för att uppnå god status med marginal, vilket är värdet för den parametern med den lägsta totalfosforhalten (siktdjup) subtraherat med standardfelet för den parametern.

	Stora Ullfjärden	Lilla Ullfjärden
	Önskade tot-P halten [$\mu\text{g/l}$]	Önskade tot-P halten [$\mu\text{g/l}$]
m.a.p Klorofyll:	17,4 ($\pm 1,5$)	17,4 ($\pm 1,5$)
m.a.p Siktdjup:	11,1 ($\pm 1,7$)	10,4 ($\pm 1,7$)
m.a.p Växtplankton:	19,3 ($\pm 2,2$)	19,3 ($\pm 2,2$)
Önskade tot-P halten för att uppnå god status med marginal:	9,4	8,7

4.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN

4.2.1 Kostnad, effektivitet och livslängd

En summering av resultatet från underlagsdata från Appendix 1 presenteras i tabell 8 och visar medelvärdet för startkostnad, driftskostnad, effektivitet och livslängd för de olika åtgärdsalternativen.

Tabell 8. Visar medelvärdet för startkostnad, driftskostnad, effekt och livslängd för de olika åtgärdsalternativen mot internbelastning. För startkostnaden och driftskostnaden är priset omräknat till ett pris som gäller 2021 med hjälp av en inflationsmätare.

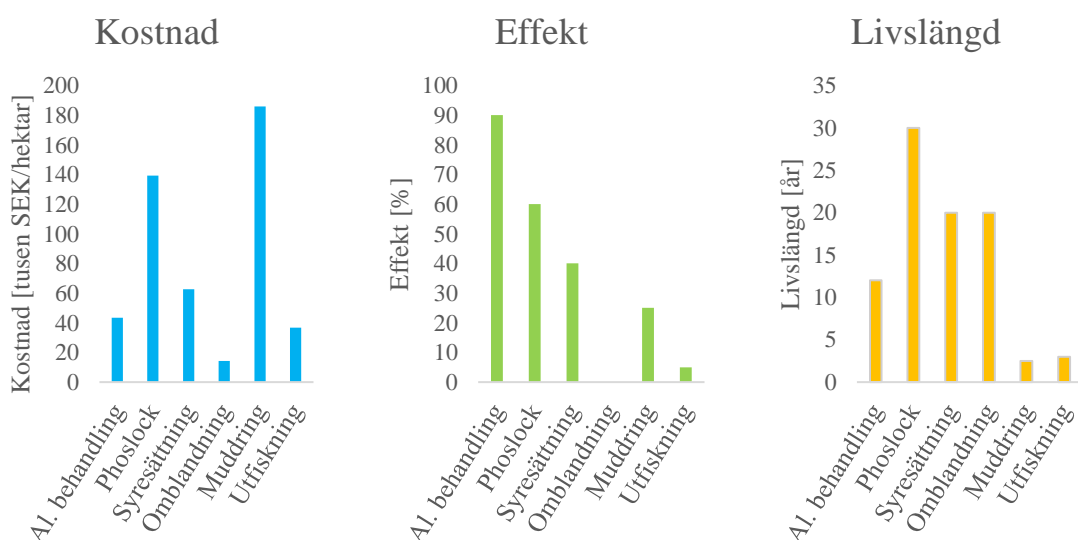
Åtgärd	Startkostnad [SEK/hektar]	Driftskostnad [SEK/år/hektar]	Effekt [%]	Livslängd [år]
Al. behandling	43 300	-	90	12
Phoslock	139 200	-	60	30*
Syresättning	58 900	3 700	40	20**
Omblandning	13 600	700	0	20**
Muddring	185 800	-	25	2,5
Utfiskning	36 700	-	5	3

* Eftersom bindningsförmågan inte minskar med tiden (Phoslock Environmental Technologies u.å.) uppskattas en livslängd på 30 år.

** Här har Huser *et al.* (2016a) använt den förväntade livslängden av aggregatet, vilket förväntas vara 20 år.

*** Precis som för syresättning antas livslängden vara den förväntade livslängden av aggregatet vilket uppskattas till 20 år.

Endast syresättning och omblandning har en driftskostnad i och med pumpsystemet. Omblandning uppvisade ingen minskad internbelastning och får därför noll i effekt. Resultatet från tabell 8 ovan illustreras nedan i figur 13.



Figur 13. Visar medelvärdet för kostnaden under ett år (startkostnad + driftskostnad ett år), effekt och livslängd för de olika åtgärdsalternativen mot internbelastning.

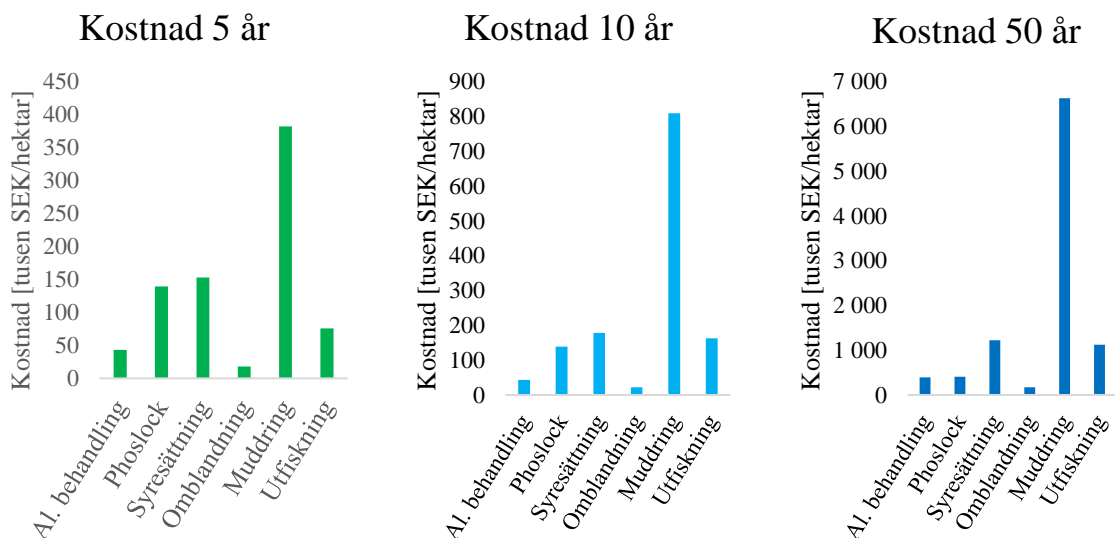
För att jämföra åtgärderna mot varandra görs en förenklad multikriterieanalys där åtgärden med bäst resultat inom varje kategori får en 5: a och åtgärden med sämst resultat får en 0: a. Aluminiumbehandling och Phoslock är de åtgärder som får bäst resultat enligt multikriterieanalysen (tabell 9).

Tabell 9. Multikriterieanalys för de olika åtgärdsalternativen för att minska internbelastning. För "kostnad" har alternativet med lägst kostnad fått en 5: a och högst kostnad en 0: a. Med effekt menas minskning av internbelastning. En hög effekt och en lång livslängd är att föredra. En hög totalpoäng är önskvärt.

	Al. behandling	Phoslock	Syresättning	Ombländning	Utfiskning	Muddring
Kostnad	3	1	2	5	4	0
Effekt	5	4	3	0	1	2
Livslängd	2	5	4	4	1	0
Totalt	10	10	9	9	6	2

4.2.2 Kostnad på lång sikt

I figur 14 nedan illustreras hur kostnaden för varje åtgärd ändras beroende på vilken tidshorisont som studeras.



Figur 14. Åtgärdsmetodernas kostnad för olika tidshorisonter baserat på startkostnad, driftskostnad och livslängd. En inflation på 2,25 % har använts baserat på data från SCB (2021).

Från figur 14 är det möjligt att se att muddring är det klart dyraste alternativet oavsett vilken tidshorisont som studeras. Ombländning förblir det billigaste alternativet oavsett tidshorisont följt av aluminiumbehandling som det näst billigaste alternativet.

4.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS

4.3.1 Baserat på tidigare sjörestaureringsprojekt i Växjösjön

Sannolikheten att god status uppnås för aluminiumbehandling och utfiskning beräknas utifrån Växjösjöns utloppsdata, se figur 8 i avsnitt 3.3.1. Det är möjligt att se en tydlig minskning av totalfosforhalten efter att aluminiumbehandlingen ägde rum. För de övriga metoderna har utloppsdata för perioden före åtgärd (år 2010 – 2015) multiplicerats med den effekt som åtgärden antas ha enligt tabell 8 i avsnitt 4.2.1. Exempelvis har utloppsdata före åtgärd multiplicerats med 0,6 för Phoslock eftersom Phoslock antas minska internbelastningen med 60 %. Därefter har sannolikheten för att värdet understiger gränsvärdet för god status beräknats för de olika åtgärdsalternativen. Resultatet presenteras i tabell 10 nedan.

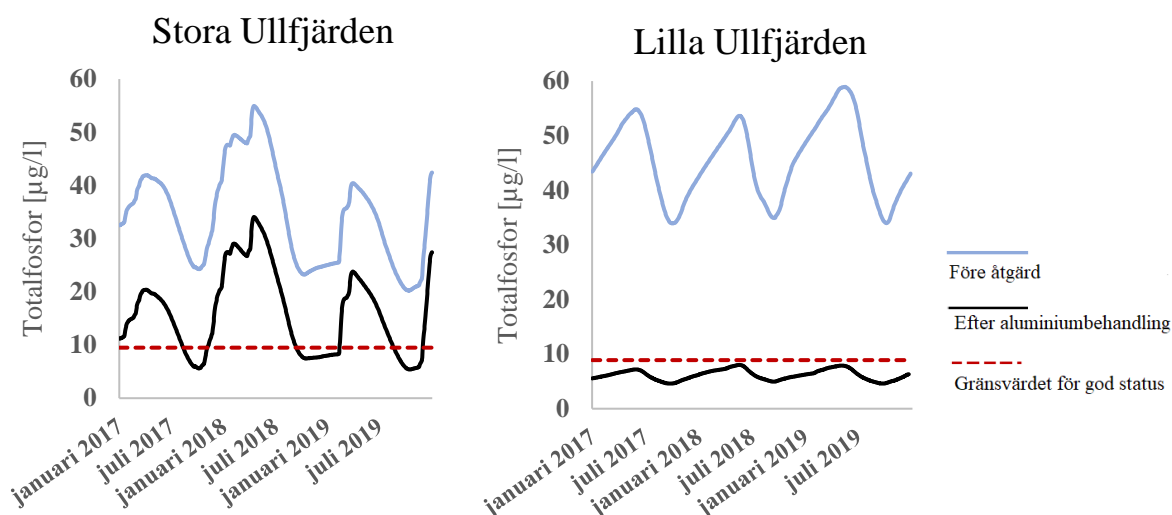
Tabell 10. Sannolikheten att god status med avseende på totalfosfor uppnås baserat på data från tidigare sjörestaureringsprojekt i Växjösjön.

Åtgärd	Sannolikheten för god status
<i>Ingen åtgärd</i>	4 %
<i>Al. behandling</i>	92%
<i>Phoslock</i>	71 %
<i>Syresättning</i>	50 %
<i>Muddring</i>	33 %
<i>Utfiskning</i>	6,3 %
<i>Omblandning</i>	4 %

För aluminiumbehandling är sannolikheten 92% att totalfosforhalten understiger gränsvärdet för god status i Växjösjön. Innan åtgärd var sannolikheten endast 4 % att god status uppnåddes.

4.3.2 Baserat på modellering av Ullfjärdarna

Sannolikheten att god status uppnås med avseende på totalfosfor, efter att aluminiumbehandling har genomförts, har även beräknats baserat på Walter Cassels modellering av Ullfjärdarna. Läs mer om hur modelleringen har utförts i rapporten *Modellering av fosfordynamik i Stora och Lilla Ullfjärden* skriven år 2022. Genom att minska internbelastningen med 90 % i modellen (svart linje) vilket motsvarar aluminiumbehandlingens effekt kunde sannolikheten att halten totalfosfor understiger gränsvärdet för god status beräknas, se figur 15a och 15b. I Stora Ullfjärden är sannolikheten för god status 30,7% och i Lilla Ullfjärden är sannolikheten 100%, baserat på modelldata från januari 2017 – december 2019. I nuläget (blå linje) är sannolikheten 0 % att god status uppnås för båda sjöarna.



Figur 15a och 15b. Visar totalfosforhalten i sjöarna före och efter aluminiumbehandling baserat på Walter Cassels modell av Stora och Lilla Ullfjärden med antagandet att aluminiumbehandlingen minskar internbelastningen med 90 %.

Med hjälp av modellen för Ullfjärdarna har det även beräknats ett medelvärde för den totalfosforhalt som antas gälla i sjöarna i augusti månad efter att en åtgärdsmetod har utförts. Precis som innan har internbelastningen i modellen minskats med den effekt som de olika åtgärdsmetoderna antas ha. Genom att ta ett medelvärde av augustivärden för åren 2006 – 2021 för respektive åtgärdsmetod kunde resultatet i tabell 11 erhållas.

Tabell 11. Visar den totalfosforhalt som antas gälla i sjöarna i augusti månad efter att respektive åtgärdsmetod har utförts. Resultatet är ett medelvärde av augustivärden för åren 2006–2021 baserat på Walter Cassels modell av Ullfjärdarna.

Åtgärd	Stora Ullfjärden [µg/l]	Lilla Ullfjärden [µg/l]
Ingen behandling (0% effekt)	35	42
Al. behandling (90% effekt)	17	6
Phoslock (60 % effekt)	22	16
Syresättning (40 % effekt)	25	24
Muddring (25 % effekt)	29	30
Utfiskning (5 % effekt)	34	39
Omblandning (0 % effekt)	35	42

Från tabell 11 är det möjligt att se att gränsvärdet för god status med avseende på totalfosfor (9,4 µg/l i Stora Ullfjärden och 8,7 µg/l i Lilla Ullfjärden) endast understigs i Lilla Ullfjärden efter att aluminiumbehandling genomförts med en effekt på 90 %. En 90-procentig minskning av internbelastningen tycks ha en större effekt på Lilla Ullfjärden jämfört med Stora Ullfjärden. Det tyder på att internbelastningen är större i Lilla Ullfjärden jämfört med Stora Ullfjärden vilket även syns i figur 11.

4.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE

4.4.1 Vilka tjänster bidrar till sjöarnas ekonomiska värde?

En sammanställning av alla tjänster som Stora och Lilla Ullfjärden bidrar med presenteras i tabell 12 nedan.

Tabell 12. Sammanställning av Stora och Lilla Ullfjärdens tjänster som bidrar till sjöarnas värde.

TJÄNST	RELEVANS	TYP AV EKO-SYSTEMTJÄNST
Ytvatten av god kvalitet	Dricksvattenproduktion nedströms.	Försörjande
Avskiljning av näringsämnen och föroreningar	Bottensediment fungerar som sedimenteringsbassäng för näringsämnen, metaller och PAH: er.	Reglerande
Turism	Kiosk vid Ekillabadet.	Kulturell
Bad	Ekillabadet, allmän badplats.	Kulturell
Fiske	Omfattande fritidsfiske i sjöarna.	Kulturell
Båtliv	Lilla Ullevifjärdens Båtklubb.	Kulturell
Utsikt (ökning av fastighetsvärde)	Ökning av fastighetsvärde tack vare utsikt över vatten.	Kulturell
Nationellt naturvärde	Särskilt värdefulla arter förekommer i sjöarna såsom undervattensväxten småsvalting, flera arter av ishavsrelikter, samt rödlistade fiskarter.	Stödjande
Rekreativvärden	Strandnära naturområden med två Natura 2000-områden i nära anslutning till sjöarna. Uppsalaleden passerar området.	Kulturell
Estetiska värden	Sjöarna bidrar till känslomässigt välbefinnande.	Kulturell
Vetenskapliga värden	Sjöarna har varit föremål för limnologisk och hydrologisk forskning i mer än ett sekel (men är mer sparsamt undersökt sedan 70-talet)	Kulturell
Etablering av EU:s vattendirektiv	Innebär att sjöar, vattendrag och kustvatten ska nå god ekologisk och god kemisk ytvattenstatus. Den aktuella statusen får inte försämrats i något avseende.	Kulturell

I tabell 13 nedan har varje tjänst tilldelats ett uppskattat alternativt ett förväntat värde. På detta sätt kan alla aspekter och attribut kring sjöarna framhävas och betona vikten av. Tabell 13 visar att Stora och Lilla Ullfjärdens ekonomiska värde främst ligger i tjänster som är ej greppbara.

Framför allt har sjöarna ett högt naturvärde och bidrar med många kulturella ekosystemtjänster. Det minskade värdet om god status ej uppnås har en relativt stor inverkan på sjöns ekonomiska värde.

Tabell 13. Sammanfattning av Ullfjärdarnas uppskattade och förväntade värden för olika tjänster, sjöarnas uppskattade och förväntade minskade värde om god status ej uppnås samt om tjänsten är greppbar (dvs har ett marknadsvärde), kan värderas alternativt är ej greppbar.

TJÄNST	VÄRDE *	MINSKAT VÄRDE OM GOD STATUS EJ UPPNÅS **	VÄRDERINGS- MÖJLIGHET
Ytvatten av god kvalitet	1,4 milj. kr/år	13 600 kr/år	GREPPBART
Avskiljning av näringsämnen och föroreningar	Högt	Högt (Negativ loop av internbelastning)	
Turism	30 000 kr/år (Den vinst som kiosken får ⁵ .)	8 000 kr/år (Tio högsommar- dagar utan besökare.)	
Bad	970 000 kr/år (Alla badgäster betalar inträde till närmsta simhall)	250 000 kr/år (Tio högsommar- dagar utan besökare.)	KAN VÄRDERAS
Fiske	Signifikant	Medel	
Båtliv	Signifikant	Signifikant	
Utsikt (ökning av fastighetsvärde)	Högt	Signifikant	
Nationellt naturvärde	Högt	Medel	EJ GREPPBART
Rekreativvärden	Högt	Signifikant	
Estetiska värden	Högt	Högt	
Vetenskapliga värden	Medel	Medel	
Etablering av EU:s vattendirektiv	Högt	Högt	

*Hur det uppskattade "värdet" är uträknat beskrivs i denna rapport.

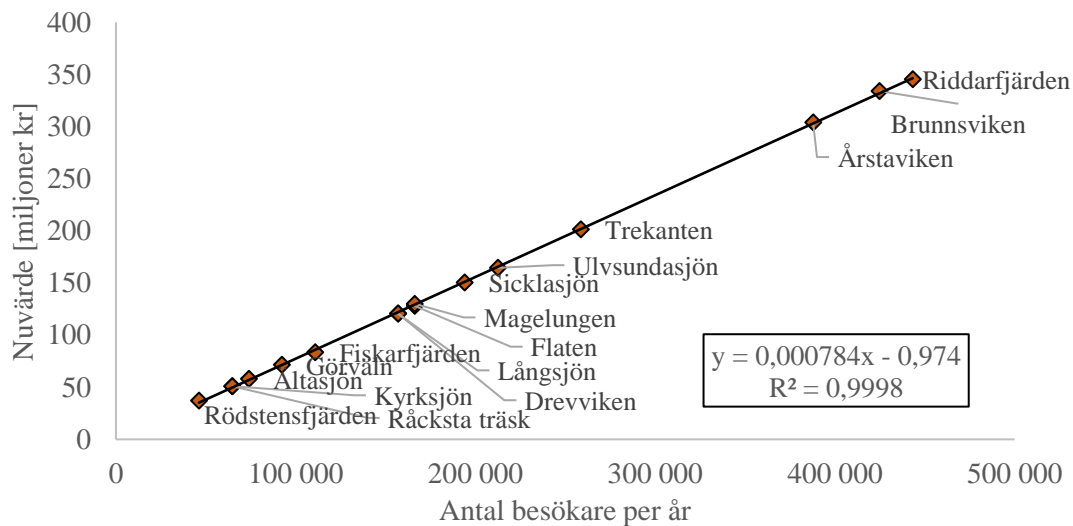
Det förväntade "värdet" redovisas på en kvalitativ skala: "Högt" (miljoner kronor), "Medel" (hundra tusen kronor), "Signifikant" (mindre än hundra tusen kronor).

** Det uppskattade "minskade värdet om god status ej uppnås" beskrivs i rapporten. Det förväntade "minskade värdet om god status ej uppnås" redovisas på en kvalitativ skala: "Högt" (75 – 100% minskat värde), "Medel" (25 – 75 % minskat värde), "Signifikant" (mindre än 25% minskat värde).

⁵ Marianne Karlsson, ägare av kiosken vid Ekillabadet i Bålsta, mailkontakt 2022-05-10.

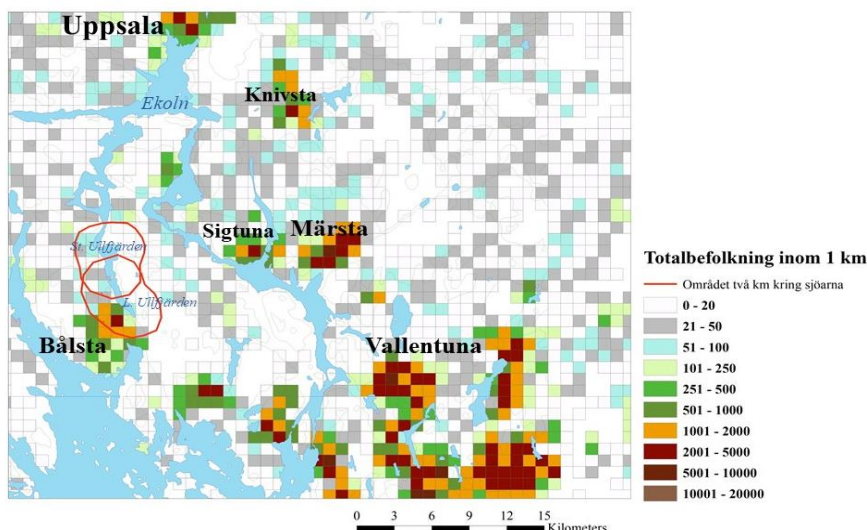
4.4.2 Samhällets betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus

Det ekonomiska värdet av Stora och Lilla Ullfjärdarna uppskattas utifrån studien Värdering av vattenförekomster i Stockholm (Soutukorva *et al.* 2017) där nuvärden för Stockholms sjöar beräknas utifrån en enkät som skickades ut till allmänheten år 2016. Resultatet illustreras i figur 16 nedan där sambandet mellan sjöns uppskattade värde samt besöksstatistiken tydligt illustreras.



Figur 16. Visar det linjära sambandet mellan det uppskattade nuvärdet samt besöksstatistiken för 16 sjöar i Stockholms kommun från studien Värdering av vattenförekomster i Stockholm (Soutukorva *et al.* 2017).

Genom att uppskatta hur många som besöker Ullfjärdarna kan sambandet som visas i figur 16 användas för att uppskatta ett nuvärde för Ullfjärdarna. Antalet besökare till Stora och Lilla Ullfjärdarna kan uppskattas utifrån hur många som bor i närområdet samt antal personer som besöker den allmänna badplatsen Ekillabadet varje år. Det antas att alla som bor inom 2 km från sjöarna besöker sjön minst en gång per år. Antal personer som bor i Stora och Lilla Ullfjärdens närområde uppskattas från figur 17 nedan som visar totalbefolkningen inom varje kvadratkilometer med data från SCB (SCB 2022a). Det kan uppskattas att det bor cirka 500 personer inom Stora Ullfjärdens närområde och 10 200 personer i Lilla Ullfjärdens närområde.



Figur 17. Totalbefolkning inom varje kvadratkilometer med data från SCB. Stora och Lilla Ullfjärdens närområde (inom 2 kilometer från sjön) är markerade som röda ringar.

Antal besökare som besöker badplatsen Ekillabadet är tidigare i rapporten (avsnitt 3.4.1) uppskattat till 19 400 badgäster per sommar. Antalet besökare till Stora och Lilla Ullfjärdarna beräknas till 30 100 personer per år utifrån boende i närområdet och besökare till badplatsen.

Genom insättning av Stora och Lilla Ullfjärdens besöksstatistik i ekvationen i figur 16 kan ett nuvärde på sjöarna beräknas till 23,1 miljoner kr. Detta kan jämföras med 21,7 miljoner vilket är priset för att aluminiumbehandla Stora och Lilla Ullfjärden som har en sammanlagd sjöyta på 500 hektar.

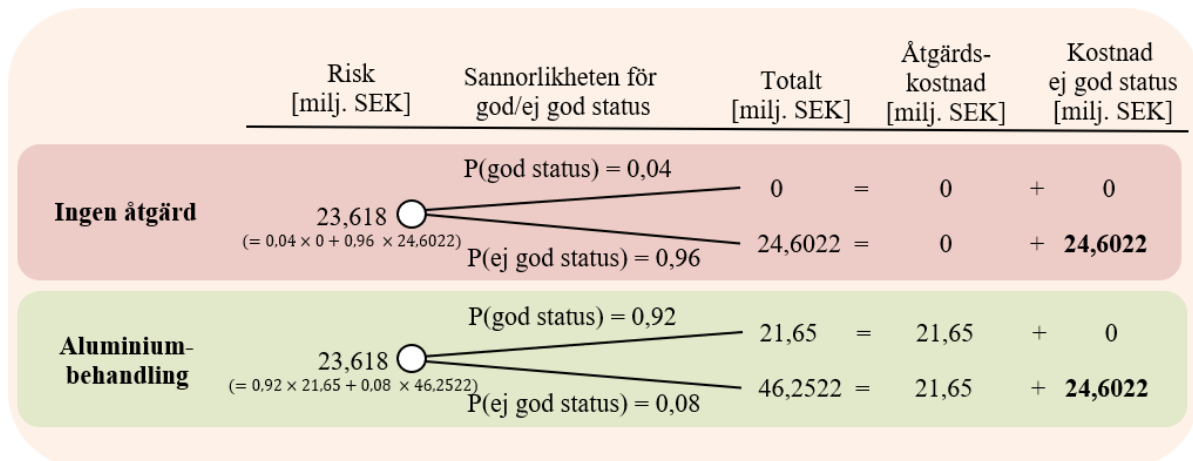
4.5 SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETSBEDÖMNING AV ALUMINIUMBEHANDLING

Att behandla sjöarna med aluminiummetoden är kostsamt. Men att inte uppnå god ytvattenstatus medför också kostnader. Vilket ekonomiskt värde god status i sjöarna måste ha för att det ska vara ekonomiskt lönsamt att behandla sjöarna med aluminiummetoden bestäms med bayesiansk beslutsanalys. Indatat till analysen presenteras i tabell 14 nedan.

Tabell 14. Indata som behövs i den bayesianska beslutsanalysen. Sannolikheten att ej god status råder i sjöarna efter åtgärden utförts beräknas i avsnitt 4.3.1 baserat på tidigare sjörestaureringsprojekt i Växjösjön. (Sannolikheten för ej god status = 1 - sannolikheten för god status). Åtgärdskostnaden beräknas i avsnitt 4.2.1 och för aluminiumbehandling antas kostnaden gälla i 12 år eftersom det är åtgärdens livslängd. I sista kolumnen har kostnaden multiplicerats med 500 eftersom Lilla och Stora Ullfjärdens sammanlagda sjöyta är 500 hektar.

	Sannolikheten att ej god status råder [%]	Åtgärdskostnad 12 år [SEK/hektar]	Åtgärdskostnad 12 år [milj. SEK]
Ingen åtgärd	96	0	0
Aluminiumbehandling	8	43 300	21,65

Figur 18 nedan visar hur indata i tabell 14 används i den bayesianska beslutsanalysen för att bestämma vilken kostnad som ej god status medför som gör att alternativen ”ingen åtgärd” och ”aluminiumbehandling” får samma risk. Ökar kostnaden för ej god status lika mycket för båda alternativen kommer risken för alternativet ”ingen åtgärd” att öka mest. Eftersom låg risk är önskvärt kommer aluminiumbehandling vara det alternativ med minst risk ifall att kostnaden för ej god status ökar ytterligare.



Figur 18. Bayesiansk beslutsanalys där åtgärden ”aluminiumbehandling” jämförs mot alternativet ”ingen åtgärd”. Kostnaden för att god status inte uppnås i sjöarna har justerats så att risken för de båda alternativen är densamma.

Från figur 18 kan det konstateras att om kostnaden för ej god status antas vara större än 24,6 miljoner kronor på en 12-årsperiod bör sjöarna aluminiumbehandlas.

5. DISKUSSION

5.1 RÅDANDE STATUS OCH MÅLBILD

Enligt EU:s vattendirektiv ska god ekologisk ytvattenstatus gälla i sjöarna. I VISS presenteras en relativt hög ekologisk status i Stora och Lilla Ullfjärden med avseende på näringsämnen. Trots det är sjöarna drabbade av algbloomning stora delar av året. Att statusklassningen i VISS för näringsämnen är så hög beror på att bedömningen baserar sig på totalfosforhalter tagna i ytvattnet i augusti. I denna rapport noteras att totalfosforhalten är som lägst just i ytvattnet under augusti månad sett över ett år. Det beror troligtvis på att en stor del av den mobila fosfor i ytvattnet binds upp av växtplankton under tidig vår och vid augusti månad har stor del av växtplanktonen hunnit sjunka ned till botten vilket leder till höga fosforhalter i bottenvattnet.

Att studera andra vattenfysikaliska parametrar som har starka samband till totalfosforhalten kan ge en bättre bild av den nuvarande ekologiska statusen med avseende på näringsämnen (totalfosforhalten) i sjöarna. Det är tidigare känt att klorofyll, siktdjup och växtplanktonhalt är tre vattenfysikaliska parametrar som uppvisar starka samband med totalfosforhalten. Det visades även i denna rapport, där klorofyll uppvisade det starkaste sambandet till totalfosfor. Variationen i växtplanktonbiomassa hade en något lägre förklaringsgrad till totalfosfor. Det beror på att det finns många olika typer av djurgrupper som alla innehåller olika mycket fosfor per cell i och med arternas olika uppbyggnad och föda. Generellt sätt är sambanden mellan de tre studerade parametrarna och totalfosforhalten höga.

Genom att hitta gränsvärdet för god ekologisk status med avseende på klorofyll, siktdjup och växtplankton kunde en önskad totalfosforhalt i ytvattnet bestämmas för de båda sjöarna. Tabell 7 (avsnitt 4.1.3) visar att siktdjupet är den parameter som kräver den lägsta fosforhalten för att uppnå god status och är därför den parameter som bestämmer målbilden för halten totalfosfor i Ullfjärdarna. Korrelationen mellan siktdjupet och totalfosforhalten ger ett relativt högt R^2 värde på 0,67. I Stora Ullfjärden är den önskade fosforhalten 9,4 $\mu\text{g/l}$ och i Lilla Ullfjärden 8,7 $\mu\text{g/l}$. Understiger halten totalfosfor detta gränsvärde kan det antas att sjöarna uppvisar god ekologisk status. Det bör däremot noteras att indata för att beräkna gränsvärdet för god status med avseende på siktdjupet i tabell 5 (avsnitt 3.1.2) endast baseras på två mätdata per sjö och det finns därför en osäkerhet i beräkningen av den önskade fosforhalten för att uppnå god ekologisk status.

5.2 ÅTGÄRDSFÖRSLAGEN

Flera åtgärder har redan utförts i sjöarna för att minska eutrofieringen. Dessa åtgärder har haft syftet att minska den externa fosforbelastningen, alltså den näring som släpps ut i omgivande mark. Trots dessa punktinsatser lider Ullfjärdarna fortfarande av algbloomning varje år. Eftersom Ullfjärdarna har en lång historia av extern fosforbelastning har fosfor ackumulerats i bottensedimenten och orsakar intern fosforbelastning. För att nå den önskade totalfosforhalten i sjöarna måste den interna fosforbelastningen minska. De åtgärder som presenteras i denna

studie är sex välstuderade åtgärdsmetoder mot internbelastning. Däremot måste den externa fosfortillförseln först reduceras tillräckligt för att samtliga åtgärder ska ha en långvarig effekt (Havs- och Vattenmyndigheten 2020).

Informationen för att bestämma åtgärdernas kostnad, effekt och livslängd kommer från flera olika studier med varierande kvalitet. I vissa fall är spridningen stor. Trots det presenteras endast medelvärdet i denna studie. En orsak till den stora spridningen är att andra fosforkällor också påverkar åtgärdernas effektivitet och livslängd. Om den externa tillförseln av fosfor är stor kommer resultatet från minskningen av internbelastningen att överskuggas av den externa fosfortillförseln till sjön, och det kommer se ut som att effekten och livslängden av åtgärden mot internbelastningen inte är lika stor. Det är troligtvis vad som hänt i modelleringen av aluminiumbehandling i Stora Ullfjärden (avsnitt 4.3.2). Effekten av en åtgärd kan också överskuggas av sjöns hydrologi eftersom sjöar med kort omsättningstid visar en snabb respons på ändringar i avrinningsområdet. Åtgärder i sjöar med kort omsättningstid ger därför ofta inte ett lika synbart resultat vad gäller minskning av internbelastning. För att få ett mer tillförlitligt resultat är mer data i meta-analysen därför önskvärt.

I flera tidigare sjörestaureringsprojekt har olika åtgärdsmetoder kombinerats med varandra. Dessa studier har i de flesta fall inte tagits med som underlag i denna studie då det är svårt att avgöra vilken åtgärd som bidrar med vilken effekt. Däremot är det viktigt att ha i åtanke att en åtgärdsmetod kan vara betydligt mer effektiv i kombination med en annan åtgärdsmetod. Exempelvis är det lämpligt att kombinera aluminiumbehandling med utfiskning av karpfiskar eftersom dessa virvlar upp bottensedimenten vilket gör aluminiumbehandlingen mindre effektiv (Jeppesen *et al.* 2012, Huser *et al.* 2014b). Ett annat exempel på en bra kombination är muddring och Phoslock. En studie från Nederländerna visade att effekten av Phoslock var lägre än förväntat om muddring inte utfördes innan Phoslockbehandlingen. Om båda metoderna användes var effekten dock hög (Lürling & Faassen 2012).

I och med att åtgärdsmetoderna har olika livslängd har kostnaderna räknats om till ett totalpris som gäller för en längre tidsperiod. Under 10 år behöver aluminiummetoden (livslängd 12 år) endast utföras en gång medan utfiskning (livslängd 3 år) behöver utföras 4 gånger. Bortsett från omblandning, som enligt tidigare studier inte uppvisar en minskning av internbelastning, visar resultatet att aluminiummetoden är den minst kostsamma metoden, dels på en 1-års horisont, 5-års horisont, 10-års horisont och 50-års horisont. Det är dessutom det åtgärdsalternativ som minskar den interna belastningen mest effektivt.

Aluminiumbehandling och Phoslock är de åtgärder som får bäst resultat enligt multikriterieanalysen. Phoslock är inte en lika välstuderad metod som aluminiumbehandling, och en del av dess negativa effekter saknas det ännu underlag för i litteraturen, exempelvis hur metoden påverkar ekologin i sedimenten (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). I de utländska studier där Phoslock har använts har metoden dock uppvisat ett positivt resultat. Phoslock är en åtgärdsmetod som är relativt dyr på kort sikt, men i och med dess långa livslängd blir metoden betydligt mer prisvärd på lång sikt jämfört med de andra åtgärdsalternativen. En stor nackdel med Phoslock är att det består av lantan vilket är en sällsynt jordartsmetall som behövs i

omställningen till ett fossilfritt samhälle i och med att metallen används i elbilar, vindkraftverk, solceller med mera, och att framställa lantan är en energikrävande process.

Muddring är det alternativ som fick lägst poäng i multikriterieanalysen. Det beror på att åtgärden är kostsam i och med hanteringen av muddermassorna och livslängden är relativt kort. Anledningen till den korta livslängden är att det i flera fall har funnits kvar fosforberikat sediment efter utförd muddring. Muddringen har då endast frigjort djupare lager av läckagebenägen fosfor. Att noga utreda hur djupt ned i sedimenten den läckagebenägna fosfor finns är därför viktigt att göra innan muddringen genomförs. Muddring medför dessutom grumligt vatten vilket inte är fördelaktigt i framför allt Stora Ullfjärden där den utrotade undervattensväxten *Alisma wahlenbergii* (småsvaltning) lever.

Syresättning får också relativt höga poäng i multikriterieanalysen och skulle kunna vara en metod som fungerar att utföra i Ullfjärdarna. Det är viktigt att syrgassättningssystemet är rätt dimensionerat. För att lyckas syresätta bottenvatten kan det behövas en hög cirkulation men blir cirkulationen för hög finns det risk för turbulens vilket gör att bottensedimenten virvlas upp så att läckagebenägen fosfor frisätts (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Det finns en ny teknik från 2021 som är en utveckling av det stationära syresättningssystemet⁶. Den nya tekniken handlar om att selektivt injicera ren syrgas i mycket små mikrobubblor (<50 mikrometer) som fullständigt löser sig i bottenvattnet. Injiceringen görs från en båt med en lång slang där mikrobubblorna sprutas ut från. Tekniken antas fungera även för större havsområden I och med att den nya tekniken ännu inte finns tillgänglig på marknaden finns den inte med som ett av åtgärdsalternativen i denna studie.

Ombländning går ut på att omblända vattenpelaren så att syrerikt ytwater pumpas ned till botten av sjön. Eftersom ombländningen även för näringsrikt bottenvatten upp till ytan leder metoden ofta även till en ökad primärproduktion. Det saknas exempel på studier där metoden genomförts framgångsrikt. Metodens minskning av internbelastningen är därför satt till noll och ombländning är därför inte en metod som rekommenderas för att minska internbelastningen i Ullfjärdarna.

Utfiskning av djurplankton-ätande karpfiskar görs för att hålla populationen djurplankton stor så att populationen växtplankton förblir liten. För att minska predationstrycket på djurplankton ytterligare kan rovfisk tillsättas till sjön. Karpfiskar bidrar även till ökad internbelastning genom att de virvlar upp bottensedimenten i sin jakt på föda vilket gör att läckagebenägen fosfor frisätts. Metoden har gett bäst resultat i grunda, väl ombländade sjöar (Havs- och Vattenmyndigheten 2020), vilket skiljer sig från Ullfjärdarnas egenskaper. Men långvariga effekter har även uppnåtts i djupa, skiktade sjöar. Utfiskning är lämplig att kombinera med andra metoder såsom aluminiumbehandling.

Aluminiumbehandling är en beprövad metod som används i några hundra sjöar under de senaste decennierna (Huser *et al.* 2016b). Eftersom metoden är välanvänd har många undersökningar kring metoden genomförts. Den största risken med metoden är att aluminium kan bli toxiskt vid pH-värden över 9 (Huser *et al.* 2016a). I Stora och Lilla Ullfjärden kan pH överskrida 9 i

⁶ Ulf Hagström, VD, ECOMB AB, mailkontakt 2022-05-16.

ytvattnet under sommarmånaderna eftersom fotosyntetiserande alger konsumerar koldioxid vilket i sin tur leder till högre pH. Framför allt i juni är pH-värdet extra högt. Eftersom pH är lägre i bottenvattnet är sedimentbehandling ett bra alternativ för Ullfjärdarna.

5.3 SANNOLIKHETEN ATT GOD HALT UPPNÅS

Sannolikheten att god status uppnås med de olika åtgärdsmetoderna har bestämts utifrån ett tidigare sjörestaureringsprojekt i Växjösjön (Olofsson Madestam 2020). Från detta projekt finns mätdata för sjöns fosforhalter innan åtgärd, efter utfiskning samt efter aluminiumbehandling. Genom att jämföra mätdata med halten för god status med avseende på totalfosfor kunde en sannolikhet för att god status råder i sjön bestämmas. För övriga åtgärdsmetoder multiplicerades mätdata innan åtgärd med åtgärdsmetodens effekt och därefter beräknades sannolikheten för att metoden uppnår god status med avseende på totalfosfor. Metoden i sig har många brister eftersom den endast bygger på en enstaka studie. Att utfiskning utfördes innan aluminiumbehandlingen gör dessutom att sannolikheten att god status uppnås efter aluminiumbehandling egentligen är sannolikheten att god status uppnås efter aluminiumbehandling kombinerat med utfiskning. Eftersom utfiskning inte hade så stor effekt i sig och en livslängd på endast 3 år ansågs perioden efter utfiskning samt aluminiumbehandling kunna representera aluminiumbehandlingens effekt tillräckligt väl.

Sannolikheten för att god status uppnås efter att aluminiumbehandling genomförts bestämdes även utifrån en modell av Stora och Lilla Ullfjärden skapad i den hydrologiska modellen HYPE. Läs mer om hur modelleringen har utförts i rapporten *Modellering av fosfordynamik i Stora och Lilla Ullfjärden* skriven av Walter Cassel (2022). Resultatet visade att en 90-procentig minskning av internbelastningen tycks ha en större effekt på Lilla Ullfjärden jämfört med Stora Ullfjärden. Sannolikheten att god status uppnås i stora Ullfjärden efter aluminiumbehandling uppgår endast till 30,7 % medan sannolikheten för god status i Lilla Ullfjärden efter aluminiumbehandling är 100 %. Detta tyder på att internbelastningen är betydligt större i Lilla Ullfjärden jämfört med stora Ullfjärden. Att internbelastningen spelar en stor roll i Lilla Ullfjärden går också att konstatera utifrån att det är kraftiga algblomningar i sjön varje år trots att avrinningsområdet och den externa fosforbelastningen är låg. Stora Ullfjärden, å andra sidan, har fler åkermarker i sitt närområde och har en större externbelastning. Det är därför lämpligt att börja behandla Lilla Ullfjärden med en åtgärdsmetod mot internbelastningen eftersom åtgärdsmetodens resultat kommer ha störst effekt i Lilla Ullfjärden.

5.4 SJÖARNAS EKONOMISKA VÄRDE

I avsnitt 4.4.1 presenteras de tjänster som Stora och Lilla Ullfjärden bidrar med. De förväntade värdena på tjänsterna samt det förväntade minskade värdet om god status ej uppnås (de tjänster där värdet uppskattats på den kvalitativa skalan högt, medel, signifikant) bygger på personliga antaganden baserat på liknade studier och bör därför beskådas med försiktighet. De uppskattade

värdena för tjänsterna ytvatten av god kvalitet, turism och bad bör också beskådas med försiktighet. De är beräknade utifrån den information som varit tillgänglig och är antagligen något underestimerade. Det har till exempel inte tagits i beaktning att växtplankton från Ullfjärdarna kan spridas till andra sjöar i Mälaren och har på så sätt större påverkan på vattenkvaliteten på det vatten som kommer till Görvålverket. Det finns andra naturstränder i sjöarna som inte finns med i beräkningen för värdet av bad och vad gäller turism baseras värdet endast på vinsten från kiosken vid Ekillabadet, trots att andra verksamheter kan förekomma i anslutning till sjöarna. Att lista sjöarnas tjänster på detta sätt görs för att ge en överblick över de olika tjänsterna en sjö bidrar med, ge exempel på hur värdet för olika tjänster kan uppskattas och framför allt framhäva och betona vikten av *alla* sjöns tjänster även de tjänster som inte har ett marknadsvärde.

Utifrån enkätstudien som presenteras i rapporten *Värdering av vattenförekomster i Stockholm* (Soutukorva *et al.* 2017) uppskattades betalningsviljan för att uppnå god ytvattenstatus baserat på besöksstatistiken. Besöksstatistiken till Stora och Lilla Ullfjärden bestämdes utifrån antalet besökare till Ekillabadet samt hur många som bor i sjöarnas närområde. Att besökssiffran till Stora och Lilla Ullfjärden är låg relativt Stockholmssjöarna beror på att Stockholms kommun är mer befolkningstät jämfört med Upplands Bro och Håbo kommun (SCB 2022b), samt att en stor del av området kring Stora och Lilla Ullfjärden utgörs av en militäranläggning. Däremot är det många som besöker de intilliggande naturreservaten. Speciellt Granåsens naturreservat används mycket frekvent av skolklasser och föreningar året om⁷. Betalningsviljan för att uppnå god ytvattenstatus är därför antagligen underestimerad. Att använda besöksstatistiken för att beräkna ett ekonomiskt värde är därför inte optimalt, men det är en metod för att uppskatta vilka prissummor det handlar om.

Med hjälp av bayesiansk beslutsanalys, i figur 18 (avsnitt 4.5), konstateras att om kostnaden för ej god status antas vara större än 25 miljoner kronor på en 12-årsperiod bör sjöarna aluminiumbehandlas. Jämförs detta med tabell 13 (avsnitt 4.4.1) som visar uppskattade och förväntade minskade värden för Ullfjärdarnas alla tjänster om god status ej uppnås, kan det beslutas ifall sjöarna bör aluminiumbehandlas eller ej. Sjöarnas värde ligger främst i tjänster som inte har ett marknadsvärde, såsom nationellt naturvärde då särskilt värdefulla arter förekommer i sjöarna, rekreationsvärden samt estetiska värden. Dessa tjänster är ovärderliga och det minskade värdet om sjöarna inte uppfyller god status är relativt stort.

Det har riktats kritik mot den bayesianska beslutsteorin eftersom både sannolikheterna och konsekvenskostnaderna som används i metoden är subjektiva, det vill säga att de beror av personen som gör skattningen (Tehler 2000). Det betyder att en annan beslutsfattare som jämför samma åtgärdsalternativ kan få ett annat resultat eftersom den nya beslutsfattaren har andra preferenser i sitt val av indata till modellen. I denna rapport har indata baserats på data från tidigare utförd restaureringsprojekt och tidigare studier. Det finns en stor osäkerhet i denna indata, men det var den data som gick att hitta. Resultatet från en beslutanalys ska därför inte anses vara det enda rätta svaret utan resultatet bör mer betraktas som ett hjälpmedel i svåra

⁷ Anett Wass, Kommunekolog, Håbo kommun, mailkontakt 2022-05-04.

beslut. För att få ett säkrare resultat är det lämpligt att cirka två eller tre experter oberoende tar fram indata till modellen.

5.5 FÖRSLAG PÅ VIDARE UNDERSÖKNINGAR OCH STUDIER

Oavsett vilken åtgärdsmetod som väljs i Ullfjärdarna behöver fler fältstudier genomföras för att dimensionera åtgärden rätt. Om aluminiumfällning väljs som åtgärd behöver sedimentprover tas för att utreda vilka fosforfraktioner som finns i sedimenten då detta påverkar vilken dos av aluminium som behövs. Det bör också undersökas ifall ett kombinationsalternativ är att föredra, exempelvis att kombinera aluminiumbehandling med utfiskning. Det bör också undersökas ifall det finns risk för påverkan på relikta sedimentorganismer om aluminiumfällning genomförs.

Fler trovärdiga källor i meta-analysen ger ett mer trovärdigt resultat. Underlagsdata i Appendix får därför gärna kompletteras i framtida studier för att få uppdaterade kostnader, effekter och livslängder. I flera studier finns endast mätningar för halten fosfor i ytvattnet men för att beräkna effekten på internbelastningen behövs data för alla fosforkällor, vilket ofta saknas. Ibland finns den data som behövs men på grund av att andra åtgärder utförts samtidigt, exempelvis för att minska den externa belastningen, är det svårt att bedöma åtgärdens effekt. För att utvärdera effekten av en åtgärd bör det finnas en standardiserad metod så att samma mätningar görs i alla sjöar.

För att jämföra åtgärdskostnaderna mot varandra har kostnaden angetts i kronor per hektar. Eftersom syftet med åtgärden är att minska fosforbelastningen borde egentligen kostnaden för en åtgärd i stället anges i kronor per kilo bunden/borttagen fosfor i sedimenten. Data för antal kilo bunden/borttagen fosfor efter åtgärd behövs då även.

6. SLUTSATS

Från studien kan noteras att aluminiumbehandling verkar vara ett rimligt val av åtgärds metod för att minska internbelastningen i Lilla och Stora Ullfjärden. Detta eftersom det är en väl studerad metod som effektivt minskar den interna belastningen av fosfor och metoden är dessutom kostnadseffektiv både på kort och lång sikt jämfört med andra åtgärder. Halten totalfosfor som bör eftersträvas i sjöarna är 9,4 µg/l i Stora Ullfjärden och 8,7 µg/l i Lilla Ullfjärden.

I Lilla Ullfjärden är internbelastningen av fosfor den huvudsakliga anledningen till den årliga algbloomingen. I Stora Ullfjärden är även den externa belastningen av fosfor av betydelse. Den externa fosfortillförseln måste först reduceras för att aluminiumbehandlingen ska ha tillräcklig effekt. Det är därför lämpligt att Lilla Ullfjärden börjar att behandlas med aluminiumbehandling. Den största risken med metoden är att aluminium kan bli toxiskt vid pH-värden över 9 (Huser *et al.* 2016a). I Stora och Lilla Ullfjärden kan pH överskrida 9 i ytvattnet under sommarmånaderna eftersom fotosyntetiserande alger konsumerar koldioxid vilket i sin tur leder till högre pH. Framför allt i juni är pH-värdet extra högt. Eftersom pH är lägre i bottenvattnet är sedimentbehandling ett bra alternativ för Ullfjärdarna.

Att aluminium behandla båda sjöarna, som har en total sjöyta på 500 hektar, beräknas kosta omkring 21,7 miljoner kronor. Men att inte uppnå god ekologisk status i sjöarna kostar också pengar. Stora och Lilla Ullfjärdens ekonomiska värde ligger främst i tjänster som inte har ett marknadsvärde. Framför allt har sjöarna ett högt naturvärde och bidrar med många kulturella ekosystemtjänster såsom bad, fiske och rekreation. Allmänhetens betalningsvilja för att uppnå god vattenstatus är uppskattat till 23,1 miljoner kronor. Det betyder att allmänhetens betalningsvilja täcker kostnaderna för aluminiummetoden. Med hjälp av bayesiansk beslutsanalys har det även kunnat konstateras att om det anses att god vattenstatus i Stora och Lilla Ullfjärden är värt mer än 25 miljoner kronor på en 12 årsperiod bör sjöarna aluminiumbehandlas. Innan en sådan åtgärd utförs måste fler undersökningar utföras för att bestämma en lämplig dos.

REFERENSER

- Agstam-norlin, O. (2022). *Restoration of Nutrient Rich Lakes Restoration of Nutrient Rich Lakes*. Diss. Sveriges lantbruksuniversitet. https://pub.epsilon.slu.se/26660/1/agstam-norlin_o_220105.pdf
- Barr Engineering (2004). *Stubbs Bay Feasibility Study*. [Draft] <https://minnehahacreek.org/sites/minnehahacreek.org/files/Stubbs%20Bay%20Feasibility%20Study--Final.pdf>
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D. & Donk, E. Van (2011). Are interventions to reduce the impact of arsenic contamination of groundwater on human health in developing countries effective?: a systematic review protocol. *Environmental Evidence*. 1(1). <https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-1>
- Blomqvist, S., Gunnars, A. & Elmgren, R. (2004). Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnology and Oceanography*. 49 (6), 2236–2241. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2236>
- BoQiang, Q., Guang, G., GuangWei, Z., YunLin, Z., YuZhi, S., XiangMing, T., Hai, X. & JianMing, D. (2013). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*. 58 (9), 961–970. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5560-x>
- Boverket (2022). *Typer av ekosystemtjänster - Boverket*. <https://www.boverket.se/sv/samhallsplanering/sa-planeras-sverige/planeringsfragor/ekosystemtjanster/olika-typer-av-ekosystemtjanster/> [2022-05-25]
- Carlstein, M. (u.å.). *Förstudie avseende förutsättningar att med reduktionsfiske biomanipulera sjösystemet Trummen, Växjösjön, S. & N. Bergundasjöarna i Växjö kommun*. <https://docplayer.se/12847907-Forstudie-avseende-forutsattningar-att-med-reduktionsfiske-biomanipulera-sjosystemet-trummen-vaxjosjon-s-n-bergundasjoarna-i-vaxjo-kommun.html>
- Castor, S. & Hedrick, J. (2006). *Rare Earth Elements*. Industrial Minerals and Rocks. 7, 769-792. https://web.archive.org/web/20180722021907id_/http://www.fieldexploration.com/images/property/1_RareEarths_FLX_02.pdf
- Davidsson, T. (2003). *Börringesjön, Yddingesjön och Havgårdssjön - Vattenkvalitet och åtgärdsförslag Ekologgruppen På uppdrag av Segeåns vattendragsförbund*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB. https://segea.se/wp-content/uploads/2020/12/E1_Yddinge_Borringe_Havgard_2003.pdf
- Dondajewska, R., Kowalczywska-Madura, K., Góldyn, R., Kozak, A., Messyasz, B. & Cerbin, S. (2019). Long-term water quality changes as a result of a sustainable restoration-a case study of Dimictic Lake Durowskie. *Water* 2019. 11 (616). <https://doi.org/10.3390/w11030616>
- Drakare, S., Wallman, K., Almlöf, K., Segersten, J. & Sveriges, R. (2020). *Fokus på Mälaren 2019 - Sammanfattande resultat från miljöövervakning och forskningsprojekt knutna till samarbetet mellan SLU och Mälarens vattenvårdsförbund*. (Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö 2020:3). https://pub.epsilon.slu.se/16975/7/drakare_s_et_al_200514.pdf
- Ekonomifakta (2022). *Räkna på inflationen*. <https://www.ekonomifakta.se/Fakta/Ekonomi/Finansiell-utveckling/Rakna-pa-inflationen/> [2022-05-18]
- Erlandsson Lampa, M. & Witter, E. (2018). *Metod för påverkanstypen Historisk förorening – Internbelastning*. Luleå, Härnösand, Västerås, Kalmar, Göteborg: Vattenmyndigheterna i samverkan. <https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/55065/Metod%20Internbelastning.pdf>

- Golder Associates (2014). *Lillesjön åtgärdsförslag och fortsatta arbeten. [Informationsmöte]*.
<https://docplayer.se/7346234-Informationsmote-2014-01-28-grimstorp-lillesjon-atgardsforslag-och-fortsatta-arbeten.html> [2022-05-23]
- Granit, J. (2018). *Växtplankton i sjöar - vägledning för statusklassificering*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:39). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/download/18.670c3c9a16786bb1262404b2/1591348952032/rapport-vaxtplankton-sjoar-vagledning-for-statusklassificering.pdf>
- Gustafsson, A. (2015a). *Lilla Ullfjärden*. [Objektdatablad]. Upplands-Bro kommun: Naturvatten AB.
<https://www.upplands-bro.se/download/18.56ea77fc1686d89c2f852fa/1548081133208/Sjoar-Lilla-Ullfjar-den.pdf>
- Gustafsson, A. (2015b). *Stora Ullfjärden*. [Objektdatablad]. Upplands-Bro kommun: Naturvatten AB.
<https://www.upplands-bro.se/download/18.7de757dd160d9f1861b752d9/1516720681775/SjoarStoraUllfjar-den.pdf>
- Gyllström, M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J.F., Cramér, M., Boholm, P. & Witter, E. (2016). *Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologiskt status-underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram*. (Länsstyrelsens rapportserie 2016:6). Luleå, Härnösand, Västerås, Kalmar, Göteborg: Vattenmyndigheterna i samverkan.
<https://viss.lansstyrelsen.se/referencelibrary/53316/rapport2016-19-atgarder-mot-overgodning.pdf>
- Håbo Kommun (2022a). *Åtgärdssamordning för vatten*. <https://www.habo.se/bygga-bo-och-miljo/naturvard/sjoar-och-vattendrag/atgardssamordning-for-vatten.html> [2022-03-14]
- Håbo Kommun (2022b). *Öppettider och priser - Håbo*. <https://www.habo.se/uppleva-och-gora/idrott-motion-och-fritidsliv/idrottsanlaggningar-och-hallar/simhall/oppettider-och-priser.html> [2022-05-25]
- Hässleholms Kommun (1993). *Restaurering av Finjasjön*. <https://docplayer.se/19147081-Hassleholms-kommun-gatukontoret-restaureringen-av-finjasjon.html>.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2020). *Beskrivning av åtgärder mot internbelastning av fosfor*. [faktablad]. <https://edokmeetings.stockholm.se/welcome-sv/namnder-styrelser/kommunstyrelsen/mote-2021-02-17/agenda/bilaga-faktablad-a-hpdf?downloadMode=open>
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *EU-bad - Badplatser och badvatten*.
<https://www.havochvatten.se/badplatser-och-badvatten/eu-bad.html> [2022-05-11]
- Havs- och vattenmyndigheten (2018a). *Havs-och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2018:17*.
<https://www.havochvatten.se/download/18.73800df2167072a23ab1d6f8/1542205426676/HVMFS%202018-17-ev.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (2018b). *Muddring och hantering av muddermassor*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19).
<https://www.havochvatten.se/download/18.4c271c50163bf560e38ec76c/1545057890966/rapport-2018-19-muddring-och-hantering-av-muddermassor.pdf>
- Hedré, A. (2019). *Statusrapport åtgärder Växjösjöarna*. [PowerPoint-presentation]. Växjö kommun: Planeringsavdelningen Tekniska förvaltningen.
- Huser, B. & Köhler, S. (2018). *Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön*. (SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:14). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitetet. https://pub.epsilon.slu.se/15893/11/huser_b_kohler_s_190211.pdf

- Huser, B. (2017). Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and Reservoir Management*. 33 (2), 143–151. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1235635>
- Huser, B., Löfgren, S. & Markensten, H. (2016a). *Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden*. (SLU, Vatten och miljö: Rapport 2016:6). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitetet. https://pub.epsilon.slu.se/13724/7/huser_b_et_al_161026.pdf
- Huser, B.J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K.M., Reitzel, K., Rydin, E. & Futter, M. (2016b). Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research*. 97, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.051>
- Huser, B.J., Futter, M., Lee, J.T. & Perniel, M. (2016c). In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research*. 97, 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.036>
- Huser, B.J. (2014). *Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna*. (SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:7). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitetet. https://pub.epsilon.slu.se/11911/1/hauser_b_kohler_s_150223.pdf
- Jacobson, A. (2005). *Åtgärdsprogram för bevarande av småsvalting (Alisma wahlenbergii)*. (Naturvårdsverkets rapport 5499) Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.havochvatten.se/download/18.327bed8815a65fe6c285e6b3/1487925921913/atgardsprogram-smasvalting.pdf>
- James, W.F., Sorge, P.W. & Garrison, P.J. (2015). Managing internal phosphorus loading and vertical entrainment in a weakly stratified eutrophic lake. *Lake and Reservoir Management*. 31 (4), 292–305. <https://doi.org/10.1080/10402381.2015.1079755>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Özkan, K., Jensen, H.S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X., Johansson, L.S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Landkildehus, F., Egemose, S. & Meerhoff, M. (2012). Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. Recent Advances and Future Challenges. *Advances in Ecological Research*. 47, 411–488. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>
- Jing, L., Bai, S., Li, Y., Peng, Y., Wu, C., Liu, J., Liu, G., Xie, Z. & Yu, G. (2019). Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the Total Environment*. 686, 753–763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.133>
- Karlsson, M., Malmaeus, M. & Rydin, E. (2019). *Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmarén*. (IVL Svenska Miljöinstitutet rapportnr C 381). <https://www.ivl.se/download/18.34244ba71728fcb3f3fab6/1591706073502/C381.pdf>
- Kinell och Tore Söderqvist, G. (2011). *Ekonomisk värdering med scenariometoder - En vägledning som stöd för genomförande och upphandling*. (Naturvårdsverket rapport 6469). Stockholm: Naturvårdsverket. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:739119/FULLTEXT01.pdf>
- Länstyrelsen Uppsala (2014). *Beslut om utvidgat strandskydd i Håbo kommun, Uppsala län*. <https://www.habo.se/download/18.34b0f96014f39a134783f446/1440062639818/511-2627-14%20Beslut%20om%20utvidgat%20strandskydd%20i%20H%C3%A5bo%20kommun.pdf>
- Lantmäteriet (2022). *Min Karta*. <https://minkarta.lantmateriet.se/> [2022-03-07]
- Leander, B. (2015). *Iskosundens syresättningsprojekt*. <https://iskmosunden.fi/iskmosundens-syresattningsprojekt/> [2022-03-25]

- Liu, C., Zhong, J., Wang, J., Zhang, L. & Fan, C. (2016). Fifteen-year study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sediment-water interface of an urban lake. *Environmental Pollution*. 219, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.040>
- Livsmedelsverket (2021). *Algblomning - cyanobakterier*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/cyanobakterier-blagrona-alger> [2022-03-14]
- Lorenzen, M.W. (1977). *A guide to aeration/circulation techniques for lake management*. Oregon, United States: Environmental Protection Agency. <http://hdl.handle.net/2027/mdp.39015041330062>
- Lürling, M. & Faassen, E.J. (2012). Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Research*. 46 (5), 1447–1459. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.008>
- Morrison, G. (2009). *Mälarens värde*. [PowerPoint- presentation]. Göteborg: Chalmers universitet. https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/mal/Malarens_varde_Chalmers_2009.pdf
- Naturvårdsverket (2022). *Skyddad natur*. <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/> [2022-03-07]
- Nellbring, S. (2014). *Algblomning-Några frågor och svar*. Stockholm: Länsstyrelsen. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.a6a7c8b1639eb0db83b3e0/1528440613900/Algblomning%20na%CC%8Agra%20fra%CC%8Agor%20och%20svar.pdf>
- Nilsson, R. (2006). *Projekt Ringsjön - Årsrapport 2006*. Höörs kommun. <https://docplayer.se/23733176-Projekt-ringsjon-arsrapport-2006.html>
- Norrvatten (2022). *Budget 2022 med verksamhetsplan 2023–2024*. Stockholm: Norrvatten. https://www.norrvatten.se/globalassets/3.-om-norrvatten/ekonomi/norrvatten_budgetdokument_2022_webb_ny.pdf
- Nürnberg, G. (2019). Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits. *Hydrobiologia*. 847, 4487–4501. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04094-z>
- Olofsson Madestam, H. (2020). *Fosforfastläggning i Växjösjön*. Halmstad: SYNLAB. <https://vaxjo.se/download/18.2bb4798175929155d58f807/1605270022569/Rapport%20uppf%C3%B6ljning%20V%C3%A4xj%C3%B6sj%C3%B6n%2020201112.pdf>
- Pettersson, K. (1998). Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia*. 373, 21–25. <https://doi.org/10.1023/A:1017011420035>
- Phoslock Environmental Technologies (u.å.). *Phoslock - an Overview*. [Faktablad]. https://www.lacromont.ca/uploads/5/9/2/0/5920769/details_phoslock_overview_april_12-compress%C3%A9__1_.pdf
- Phoslock Europe GmbH (u.å.). *Vad är Phoslock?* <https://www.phoslock.eu/sv/vad-ar-phoslock> [2022-03-17]
- Reitzel, K., Andersen, F.Ø., Egemose, S. & Jensen, H.S. (2013). Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Research*. 47 (8), 2787–2796. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.051>
- Ruzzo, W.P. (2008). Cherry Creek Reservoir destratification system. Colorado, United States: PE, LLC. <https://www.cherrycreekbasin.org/wp-content/uploads/2014/04/Cherry-Creek-Reservoir-Destratification-System.pdf>

- Sandström, O. (2011). *Reduktionsfiske som metod för att minska övergödningen i Östhammarsfjärdarna*. (Upplandsstiftelsen rapport 2011/2). https://www.upplandsstiftelsen.se/UserFiles/Archive/5417/Rapporter/2011_2_Reduktionsfiske.pdf
- SCB (2022). *Befolkningstäthet i Sverige*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/manniskorna-i-sverige/befolkningstathet-i-sverige/> [2022-05-15]
- SCB (2021). *Inflation i Sverige 1830–2021*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/priser-och-konsumtion/konsumentprisindex/konsumentprisindex-kpi/pong/tabell-och-diagram/konsumentprisindex-kpi/inflation-i-sverige/> [2022-05-24]
- SCB (u.å.). *Öppna geodata för statistik på rutor*. <https://www.scb.se/vara-tjanster/oppna-data/oppna-geodata/statistik-pa-rutor/> [2022-05-10]
- Schütz, J., Rydin, E. & Huser, B.J. (2017). A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. *Lake and Reservoir Management*. 33 (2), 152–162. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1318418>
- SGU (u.å.). *Sällsynta jordartsmetaller*. <https://www.sgu.se/om-geologi/mineral/sallsynta-jordartsmetaller/> [2022-06-02]
- SMHI (2021). *Algblomning*. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/alger/algblomning-1.1734> [2022-03-10]
- SMHI (2020). *HYPE: Our Hydrological Model*. <https://www.smhi.se/en/research/research-departments/hydrology/hype-our-hydrological-model-1.7994> [2022-04-10]
- SMHI (2010). *Växtplankton*. [Faktablad nr 47]. Norrköping: SMHI. https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.12311!/webbnr47.pdf
- SMHI - Vattenwebb (u.å.). *Modelldata per område*. <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [2022-03-09]
- Smith, J.Q. (2010). *Bayesian decision analysis: principles and practice*. Coventry, England: Department of Statistics, University of Warwick. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511779237>
- Soutukorva, Å., Wallström, J. (2018). *Värdering av vattenförekomster i Göteborg*. (Rapport 2018:5). Göteborg: Anthesis Enveco AB. <https://www.anthesisgroup.com/se/wp-content/uploads/sites/6/2021/10/Anthesis-Enveco-rapport-2018-5.-Vardering-av-vattenforekomster-i-Goteborg.pdf>
- Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson, M. & Wallentin, E. (2017). *Värdering av vattenförekomster i Stockholm*. (Rapport 2017:5). Stockholm: Anthesis Enveco AB. <https://www.anthesisgroup.com/se/wp-content/uploads/sites/6/2021/10/Anthesis-Enveco-rapport-2017-5.-Vardering-av-vattenforekomster-i-Stockholm-2.pdf>
- Spears, B.M., Mackay, E.B., Yasserli, S., Gunn, I.D.M., Waters, K.E., Andrews, C., Cole, S., De Ville, M., Kelly, A., Meis, S., Moore, A.L., Nürnberg, G.K., van Oosterhout, F., Pitt, J.A., Madgwick, G., Woods, H.J. & Lüring, M. (2016). A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water Research*. 97, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.020>
- Stockholms stad (2022). *Högsomardagar - Stockholms miljöbarometer*. <https://miljobarometern.stockholm.se/klimat/klimat-och-vaderstatistik/hogsomardagar/> [2022-05-11]
- Sveriges vattenmiljö (u.å.). *Klorofyll a*. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/klorofyll-0> [2022-06-01]

- SYKE (2021). *TARKKA*. Helsingfors, Finland: Finnish Environment Institute (SYKE).
<http://www.i4.ymparisto.fi/i4/eng/tarkka/index.html?type=RGB&date=2021-08-31&datespan=1&name=DEFAULT&lang=en&zoom=11.118612663152941&lat=59.64168&lon=17.45038> [2022-05-12]
- Tehler, H. (2000). *Beslutsanalys och investeringskalkyler avseende brandskydd*. (Rapport 3118).
 Lund: Brandteknik, Lunds tekniska högskola.
<https://lucris.lub.lu.se/ws/portalfiles/portal/5309530/1259292.pdf>
- Thöns, S. (2020). Decision and structural information analyses. [Lecture slides Gustave Eiffel University].
- Town of Cary (2011). *Cary Proposes Jordan Lake Aeration System for Improved Water Quality*.
<https://www.townofcary.org/Home/Components/News/News/10836/715?arch=1&npage=95>
 [2022-05-16]
- US Army Corps of Engineers (2013). *Finding of No Significant Impact Jordan Lake Aeration System*.
 Wilmington district, United states: US Army Corps of Engineers.
https://www.saw.usace.army.mil/portals/59/docs/recreation/jordanlake/signed_jordan_demonstration_project_fonsi_july2014.pdf
- Vahanen Environment Oy & Centrum Balticum (2018). Speeding up the ecological recovery of the baltic sea. https://vahanen.com/wp-content/uploads/2018/05/Speeding_up_the_ecological_recovery_of_the_Baltic_Sea-1.pdf
- VISS (u.å. a). *Lilla Ullfjärden*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA90764558> [2022a-03-07]
- VISS (u.å. b). *Mälaren-Stora Ullfjärden*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA47437003> [2022b-03-07]
- Wang, J., Jiang, X., Zheng, B., Chen, C., Kang, X., Zhang, C., Song, Z., Wang, K., Wang, W. & Wang, S. (2016). Effect of algal bloom on phosphorus exchange at the sediment–water interface in Meiliang Bay of Taihu Lake, China. *Environmental Earth Sciences*. 75 (57), 1–9.
<https://doi.org/10.1007/s12665-015-4810-z>
- Willén, T. & Tirén, T. (1984). *Lilla Ullfjärden - en sjöbeskrivning*. (Rapport SNV PM 1769).
 Stockholm: Naturvårdsverket.
- Zou, W., Zhu, G., Cai, Y., Vilmi, A., Xu, H., Zhu, M., Gong, Z., Zhang, Y. & Qin, B. (2020). Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. *Journal of Environmental Management*. 260, 109923. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109923>

APPENDIX

Appendix 1: Underlagsdata åtgärdsmetoder

Aluminium behandling

Referens	Sjö	Sjö- typ	Metod	Behand-	Behandlad	Startkostnad	Startkostnad	Minskad	Livslängd
				ling	sjöyta			intern-	
				[årtal]	[hektar]	[SEK]	[SEK/hektar]	[%]	[år]
(Schütz <i>et al.</i> 2017)	Långsjön	Grund	Injicering	2006	29	3530756	121750	90	>9
(Schütz <i>et al.</i> 2017)	Flaten	Djup	Injicering	2000	40	3212260	80307	95	>15
(Huser <i>et al.</i> 2016c)	Calhoun	Djup	Ytbehandling	2001	130	1 833 000	14057	100	>14
(Huser 2017)	Harriet	Djup	Ytbehandling	2001	47	1 034 687	22015	85	5
(Huser <i>et al.</i> 2016c)	Cedar	Djup	Ytbehandling	1996	60	1 657 000	27849	95	13
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Spring	Djup	Ytbehandling	2014	39	3 907 000	23679		>1
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Long	Djup	Ytbehandling	2009	102	1 360 000	61818		>6
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Medical Lake	Djup	Ytbehandling	1977	122	934 000	14594		>40
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	McCarron	Djup	Ytbehandling	2005	77	680 000	30909		>10
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Bryant	Djup	Ytbehandling	2008	74	2 120 000	29444		>7
(Karlsson <i>et al.</i> 2019)	Hjälmarén	Djup	Ytbehandling	-	20 000	615 000 000	30750	100	
(Olofsson Madestam 2020)	Växjösjön	Djup	Yt- och sedimentbehandling	2018	65	5 400 000	69948	60	
(Hedréén 2019)	Södra Bergundasjön	Grund	Yt- och sedimentbehandling	2019	310	15 500 000	35880		
Medelvärde							43 308	90	>12

Phoslock

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Behandlad	Startkostnad	Startkostnad	Minskad	Livslängd	
				sjöyta			intern-		belastning
				[årtal]	[SEK]	[SEK/hektar]	[%]	[år]	
(Spears <i>et al.</i> 2016)	Lake Rauwbraken	Grund		2008	4	517 170	129292,5		
(Spears <i>et al.</i> 2016)	Lake De Kuil	Grund		2009	7	1 461 999	208857		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Medelkostnaden för några små sjöar			2013			79 565		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Sammanfattning, tabell 10B							30-90	
Medelvärde							139 238	60	30*

*Eftersom bindningsförmågan inte minskar med tiden (Phoslock Environmental Technologies u.å.) uppskattas en livslängd på 30 år.

Syresättning

Referens	Sjö	Behandling	Sjöyta	Startkostnad	Startkostnad	Driftskostnad	Driftskostnad	Minskad	Livslängd
								intern-	
			[hektar]	[SEK]	[SEK/hektar]	[SEK/år]	[SEK/år/hektar]	[%]	[år]
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Pine Lake		1981	36	765 278	21258	297 608	8 267	
(Lorenzen 1977)	San Vincent Reservoir		1 975	405	7 834 985	19346	607 211	1 499	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Medel av 15 sjöar		2 001	113	20 156 230	178374	1 004 491	8 889	
(Barr Engineering 2004)	Stubbs Bay (Lake Minnetonka)		2004	81	4 336 573	53538	340 123	4 199	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Tegel		2002	400	32 916 685	82292	565 759	1 414	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	JC Boyle Reservoir		2 009	170	3 188 657	18757	398 582	2 345	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Marston Reservoir		2009	251	19 929 104	79399	117 343	468	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Bear Creek Lake		2002	45	2 994 680	66548	261 925	5 821	
(Ruzzo 2008)	Cherry Creek Reservoir		2002	342	3 492 338	10212	88 182	258	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Sammanfattning, tabell 10B								30-50
Medelvärde						58 858	3 684	40	20*

* Här har Huser *et al.* (2016a) använt den förväntade livslängden av aggregatet.

Omblandning

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Behandlad	Startkostnad	Startkostnad	Driftskostnad	Driftskostnad	Minskad internbelastning	Livslängd
				sjöyta						
(Leander 2015) (Town of Cary 2011)	Iskosundet	Grund	2014	30	332 857	11095	11 095	370		
(US Army Corps of Engineers 2013)	Jordan Lake	Vattenmagasin	2014	4636	10 856 617	2342	6 263 433	1 351	0	
(Town of Cary 2011)	Houston Lake	Vattenmagasin	2006	243	6 680 995	27494	82 054	338	0	
Medelvärde						13 644		686	0	20*

* Precis som för syresättning antas livslängden vara den förväntade livslängden av aggregatet vilket uppskattas till 20 år.

Muddring

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Behandlad	Startkostnad	Startkostnad	Minskad internbelastning	Livslängd
				sjöyta				
(Hässelholms Kommun 1993)	Finjasjön	Grund	1991	111	95 985 075	864730	0	
(Olofsson Madestam 2020)	Trummen	Grund	1970	99	21 346 647	215623	0	
(Olofsson Madestam 2020)	Växjösjön	Djup	1990	87	45 037 065	517667	0	
(Olofsson Madestam 2020)	Södra Bergundasjön	Grund	1992	430	50 514 179	117475	0	
(Golder Associates 2014)	Lillsesjön alt.1		2014	55	5 422 886	98598		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Clear Lake	Grund	2009	1468	79 716 418	54303		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Half Moon Lake		1991	53,4	256 159	4797		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Lilly Lake		1991	35,6	366 374	10291		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Lenox Lake		1991	13,4	400 959	29922		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Nutting Lake		1991	31,6	1 337 916	42339		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Collins Park Lake		1991	24,3	2 137 369	87958		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Sammanfattning, tabell 10B		-	-			0-50	
(Jing <i>et al.</i> 2019)	Dongqian Lake, China							2
(Liu <i>et al.</i> 2016)	Lake Taihu, China							3
Medelvärde						185 791	25	2,5

Utfiskning

Referens	Sjö	Behandling	Sjöyta	Startkostnad	Startkostnad	Minskad internbelastning	Livslängd
(Sandström 2011)	Östhammarfjärden		121,6	1 915 876	15 756		
(Davidsson 2003)	Borringsjön		295	1 409 950	4 779		
(Davidsson 2003)	Yddingesjön		213	1 030 348	4 837		
(Davidsson 2003)	Havgårdsjön		57	292 836	5 137		
(Hässelholms Kommun 1993)	Finjasjön		111	11 192 836	100 836		
(Nilsson 2006)	Ringsjön		39,5	6 766 026	171 292		
(Carlstein u.å.)	Växjösjön		79	5 979 626	75 691		
(Carlstein u.å.)	Trummen		76	2 184 338	28 741		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Ryssbysjön		2010		6 152		
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Medel av fyra sjöar		1989	263	2 375 224	9 018	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Nokomis		2014	81	964 189	11 904	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Nokomis		2010	81	477 008	5 889	
(Huser <i>et al.</i> 2016a)	Sammanfattning, tabell 10B					0-10	2-5
Medelvärde					36 669	5	3