



Kund: Salems kommun

Projekt: Åtgärdsutredning sjön Flaten

Projekt nummer: 796887

## Rapport

Uppdragsledare  
Sofi Nordfeldt

Tel  
010-505 79 53

E-mail  
sofi.nordfeldt@afry.com

Kund  
Salems kommun

Datum  
28/10/2021

Projekt ID  
796887

Granskare  
Elin Ruist

## Åtgärdsutredning sjön Flaten

Författare:

Sofi Nordfeldt, AFRY

Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB

Leena Tuomola, AFRY

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	4
1 Inledning.....	5
1.1 Bakgrund om Flaten .....	6
2 Metod .....	7
2.1 Inventering av vattenväxter .....	7
2.2 Undersökning av miljögifter i sediment.....	8
2.3 Internbelastning .....	9
2.3.1 Provtagning .....	9
2.3.2 Analys .....	9
2.3.3 Inkubationsförsök och beräkning av interbelastning av fosfor.....	10
2.4 Syremätning i vattnet.....	10
2.5 Litteraturstudie externbelastning .....	10
3 Resultat .....	11
3.1 Vattenväxter .....	11
3.2 Miljögifter i sediment .....	13
3.2.1 Utvärdering av halter i sediment.....	13
3.3 Internbelastning och syreförbrukning .....	14
3.3.1 Sediment .....	14
3.3.2 Läckagebenägen fosfor.....	14
3.3.3 Internbelastningshastighet .....	16
3.3.4 Syrgasförbrukning av sedimentet - inkuberingsförsök .....	18
3.4 Syrehalt i vatten .....	19
3.5 Externbelastning kontra internbelastning .....	19
3.6 Sammanfattning och diskussion av resultat.....	19
4 Möjliga åtgärder och fortsatt arbete .....	20
4.1 Naturlig återhämtning.....	20
4.2 Syresättning .....	20
4.2.1 Fontän.....	21
4.2.2 Cirkulationspump .....	21
4.2.3 Luftspridare.....	22
4.3 Åtgärder mot internbelastning .....	22
4.3.1 Behandling av sediment med mineraler eller leror .....	22
4.3.2 Muddring .....	24
4.3.3 Reduktionsfiske.....	26
4.4 Åtgärder för vattenväxter och övervakning .....	26
4.5 Åtgärder mot externbelastning.....	27
4.6 Övervakning av fosforhalter i vatten .....	27
5 Föreslagna åtgärder.....	28

5.1	Åtgärder mot externbelastning.....	28
5.2	Övervakning av fosforhalter i vatten .....	28
5.3	Åtgärd mot internbelastning – aluminiumbehandling av sjön .....	29
5.4	Åtgärder för fiskpopulation .....	29
5.5	Övervakning av vattenväxter.....	29
5.6	Sammanställning av föreslagna åtgärder och övervakning samt tidsplan .....	29
6	Referenser.....	31

## Bilagor

Bilaga 1 Resultat organiska miljögifter i sediment, jämförelse med gränsvärden

Bilaga 2 Resultat metaller i sediment, jämförelse med gränsvärden

Bilaga 3 Resultat miljögifter i sediment, jämförelse gränsvärden för massor

## Sammanfattning

Sjön Flaten ligger centralt i Salems kommun i Rönninge. Flaten är en grund sjö som omgärdas av villaområden, parker, trafikerade vägar och industrier. Sjön är övergödd och kommunen har arbetat med att åtgärda de externa källorna. I Flaten upplevs det trots det varit problem med fiskdöd vissa år och ökad utbredning av vattenväxter. Salems kommun har därför gett AFRY i uppdrag att utreda om sjön kan syresättas med hjälp av en fontän och åtgärder mot utbredning av vattenväxter. Utredningen omfattar även undersökning av internbelastning av fosfor från sedimenten. Undersökningen av internbelastning har genomförts av Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB.

Utredningen visar på att Flaten har en artfattig vattenvegetation och det är utbredningen av gula näckrosor som kommunen fått in klagomål om. För att få en långsiktigt bra ekologi i Flaten bör en ökning av antalet arter av vattenväxter främjas. Mindre belastning av näringsämnen och ökat siktdjup kan gynna fler arter.

Sedimenten provtogs för analys av föroreningar. Förhöjda halter har påvisats av metaller, olja, PAH:er och PCB:er. Halterna av bens(b)flouranten, zink och bly är högst i de djupa skikten av sedimentproverna vid utloppet i östra delen av sjön. Halterna av miljögifter i sedimenten försvårar kvittblivning av massorna om muddring skulle genomföras för att minska den interna belastningen av fosfor från sedimenten. I övrigt innebär inte halterna i sedimenten några problem i dagsläget, då enbart bens(b)flouranten överskrider ett indikativt gränsvärde för kemisk status.

Belastningen av näringsämnen från externa källor är trots åtgärdsarbete i kommunen för stor för att enbart åtgärder i sjön ska vara motiverade. Fortsatt arbete med åtgärder mot externa källor till näringsämnen rekommenderas innan behandling av sjöns internbelastning av fosfor genomförs. För att säkerställa de mängder av fosfor som kommer från både intern- och särskilt extern belastning rekommenderas övervakning av fosforhalter i sjön och i tillflöden samt sjöns utlopp inklusive flödesmätning under ett till två år. För behandling av internbelastning av fosfor rekommenderas aluminiumbehandling av sedimenten. Fiskbeståndets sammansättning i sjön är okänt och rekommenderas att undersökas då det även kan ha en stor påverkan på fosforbalansen i sjön.

En del i utredningen handlade om en fontän kan lösa problemen med låga syrehalter och fiskdöd. Utredningen tyder på att frigörandet av fosfor från sedimenten ökar med högre syrehalter. Dessutom är effektiviteten av syresättning låg i grunda sjöar på grund av naturlig omblandning. Vid mycket varma och vindstilla förhållanden kan syresättning minska risken för fiskdöd men det viktigaste är att näringsämnen i sjön minskas för att förhindra förhöjd syrgasförbrukning och risken för fiskdöd. Därför rekommenderas inte installation av fontän i Flaten.

Omfattande klippning av näckrosor rekommenderas inte i nuläget, men övervakning av utbredningen är viktig.

# 1 Inledning

Sjön Flaten ligger centralt i Salems kommun i Rönninge. Flaten är grund sjö som omgärdas av villaområden, parker, trafikerade vägar och industrier. Sjön är övergödd och kommunen har arbetat med att åtgärda externa källor som bidrar med näringsämnen, som att anlägga dagvattendammar. I Flaten upplevs det trots det varit problem med fiskdöd som misstänks bero på syrebrist och ökad utbredning av vattenväxter. Sjön misstänks även vara internbelastad av fosfor, vilket innebär att näring som ansamlats under årtionden i bottensedimenten läcker och bidrar till övergödningen i sjön. Salems kommun har därför gett AFRY i uppdrag att utreda om sjön kan syresättas med hjälp av en fontän och åtgärder mot utbredning av vattenväxter. Utredningen omfattar även undersökning av internbelastning av fosfor från sedimenten. Undersökningen av internbelastning har genomförts av Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB.



Figur 1. Sjön Flaten (inringad med röd cirkel) ligger i Rönninge i Salems kommun.

Följande ingår i uppdraget att utreda:

1. Åtgärder som behövs för att förbättra den ekologiska och kemiska statusen för sjön Flaten avseende internbelastning samt kostnad för respektive åtgärd och dess effekt.
2. Åtgärder som kan vidtas för att främja sjön Flatens syresättning, där en åtgärd är att undersöka möjlighet med fontän, samt kostnad för respektive åtgärd.
3. Åtgärder som kan vidtas gällande sjöväxter för att främja sjön Flatens långsiktiga utveckling samt kostnad för respektive åtgärd.



## 1.1 Bakgrund om Flaten

Flaten (VISS ID NW656542-161044) är en liten sjö (0,28 km<sup>2</sup>) som inom vattenförvaltningen inte betraktas som en vattenförekomst utan klassas som ett övrigt vatten och omfattas därför inte av miljökvalitetsnormer. Ekologisk och kemisk status har därför inte klassats för sjön, men flera parametrar som ingår i ekologisk status har klassats i Vatteninformationssystem Sverige (VISS). Statusklassningen för Flaten genomförs av Länsstyrelsen i Stockholms län enligt bedömningsgrunder från Havs- och vattenmyndigheten (HaV, 2019). Statusklassningen består av en femgradig skala där hög status är högsta klassen och dålig status är lägsta klassen. I VISS anges att Flatens status för växtplankton och näringsämnen är klassad till otillfredsställande status. För näringsämnen, som baseras på parametern fosfor, är den uppmätta halten i medeltal 60 µg/l, vilket kan jämföras med referensvärdet på 20 µg/l. Referensvärdet är den halt som sjön beräknats ha naturligt och som behöver förekomma för att uppnå god status för näringsämnen. Ljusförhållanden är klassad till dålig status och försurning är klassad till hög status. Siktdjupet har uppmätts till 1 m under åren 2007-2012, vilka är de mätningar som bedömning av kvalitetsfaktorn ljusförhållande baserats på. Bedömningarna som redovisas VISS baseras på mätningar under olika perioder för olika parametrar från 2007 till 2017.

Flaten omfattas inte direkt av åtgärdsprogrammet inom vattenförvaltningen på grund av att sjön inte är klassad som en vattenförekomst. Flatens utlopp via Flatenbäcken bidrar dock med näringsrikt vatten till sjön Uttran nedströms, en vattenförekomst med otillfredsställande ekologisk status där näringsämnen är klassade till måttlig status med en medelhalt på 28 µg/l. Flaten bidrar till högre halter av fosfor i Uttran, vilket påverkar möjligheten att följa miljökvalitetsnormen i Uttran negativt.

Salems kommun har under många år varit engagerade i Flaten genom vattenprovtagningar och utredningar om påverkan och framtagande av åtgärder. Tidigare utredningar har visat på att åtgärder behövs för att minska externa belastningen av näringsämnen och metaller som rinner till Flaten. I en rapport från Yoldia 2017 rekommenderades dagvattendammar, våtmarker och förbättringar i dagvattensystemen för att minska belastningen på Flaten. Bland annat föreslogs sandfilter, åtgärda läckor i spillvattenledningar samt inventering och åtgärd av enskilda avloppsanläggningar. Enligt rapporten från Yoldia (Yoldia, 2017) bedömdes inte internbelastningen av fosfor bidra med stora mängder i sjön, vilket den bedömts göra enligt äldre data (Yoldia, 2000).

I sjöar finns olika typer av vattenväxter, eller makrofyter, som omfattar kärlväxter, mossor och storvuxna alger. Undervattensväxter är de som växer under vattnet, flytbladsväxter har blad på vattenytan och övervattensväxter har större delen av skotten över vattenytan. I statusklassningen ingår inte övervattensväxter. För växterna i sjöar spelar siktdjupet och näringsstatus en stor roll för vilka arter som finns i en viss typ av sjö. Även sedimentens egenskaper har betydelse. Varifrån näringen tas är också intressant för att förstå hur tillgänglig den är för växterna och om en sänkt halt i vattnet kan påverka arterna. Övervattensväxter och flytbladsväxter är ofta kvävebegränsade och tar upp näringen (fosfat och kväve) via rötter ur sedimenten, medan koldioxid tas upp från luften. Undervattensväxter tar upp fosfat från sediment och från vattenmassan. Långskottsväxter som är en typ av undervattensväxt är anpassade till höga fosforhalter och gott om ljus, medan kortskottsväxter trivs med låga fosforhalter och gott om ljus.

Gul näckros, vass, säv och kaveldun tar alltså främst näring från sedimenten. I sjöar med större siktdjup finns möjlighet för undervattensarter att etablera sig.

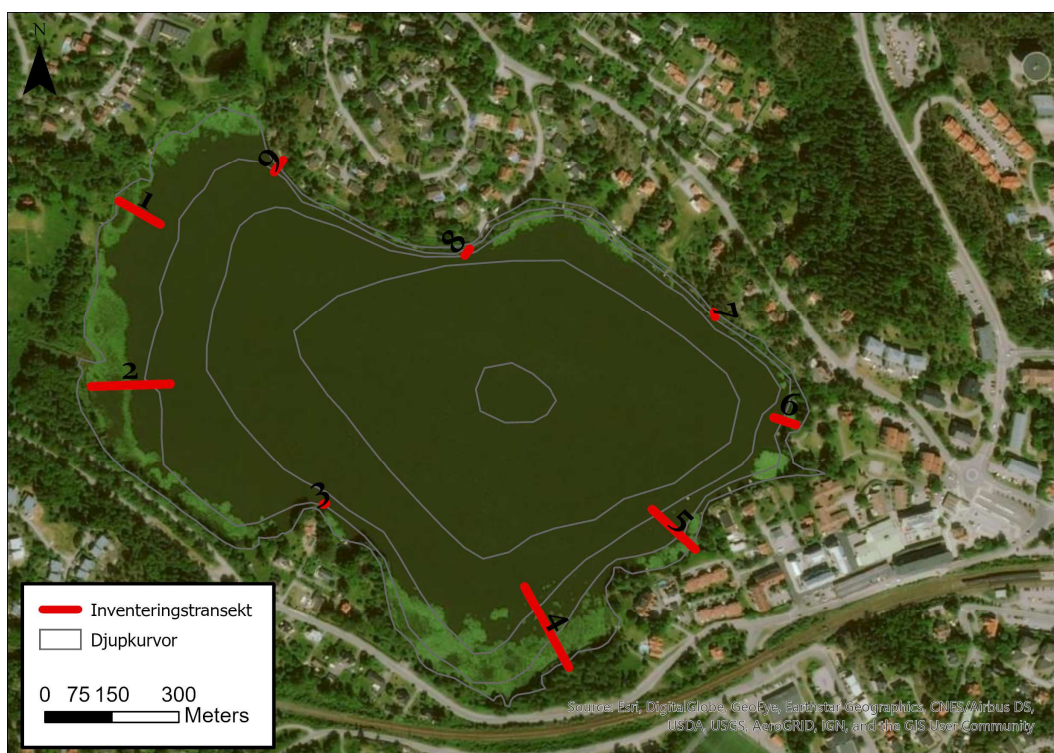
Det finns inget genomfört provfiske av fisksamhället i Flaten, däremot har fisk från sjön analyserats med avseende på kvicksilverinnehåll. Fisk i sjön är ätbar enligt de allmänna rekommendationerna från Livsmedelsverket.

## 2 Metod

### 2.1 Inventering av vattenväxter

Inventering av vattenväxter genomfördes den 18 augusti 2021 enligt undersökningstypen "Makrofyter i sjöar, version 3:0 2015-06-26" (HaV, 2015). Flaten är 0,28 km<sup>2</sup> och enligt undersökningstypen ska minst 9 transekter inventeras i sjön.

Metoden enligt undersökningstypen kan sammanfattas så här: Transekterna placerades ut runt sjön för att täcka in uddar, vikar och olika typer av exponering. Vid start och slut mättes position in med GPS. Transekterna startar vid strandkant och går vinkelrätt ut från stranden. Med hjälp av en teleskopisk trädgårdskratta undersöktes en ruta vid stranden och därefter på vartannat djupdecimeter. Vid långgrunda sträckor provtas upp till 5 rutor per djupintervall. Transekten slutade när fem tomma rutor uppnåtts och inga vattenväxter kunde misstänkas finnas på större djup. Siktdjup mättes in med vattenkikare och secciskiva i djuphålan mitt i sjön. Figur 2 visar de nio transekterna för inventering av vattenväxter i Flaten.



Figur 2. De röda strecken visar de transekter där vattenväxter inventerades i Flaten augusti 2021.

Status för makrofyter beräknades enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25.

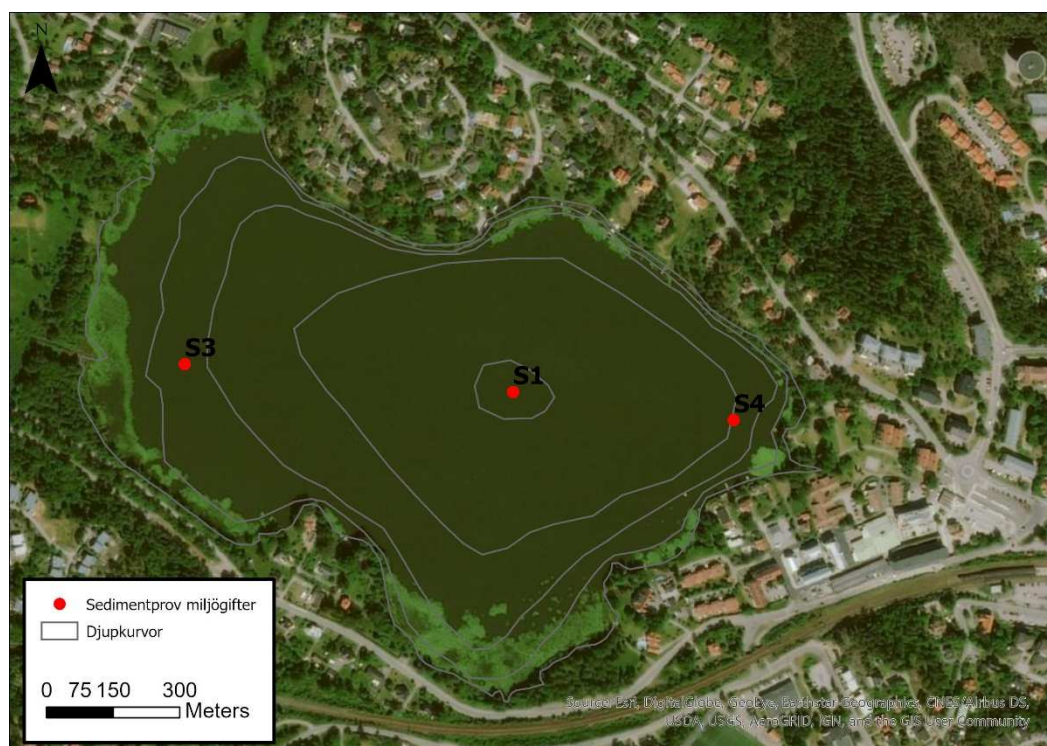


## 2.2 Undersökning av miljögifter i sediment

Sedimentprover togs med en rörhämtare på tre platser i sjön (Tabell 1 och Figur 3). S1 är provpunkten mitt i sjön vid djuphålet, S3 är vid Flatenbäckens utlopp i västra delen av sjön och S4 är i östra delen av sjön nära Flatenån som är sjöns utlopp (Figur 3). Sedimenten skiktades i tre olika djupprofiler, 0-10, 10-20 och 30- cm djup. Proverna skickades till ALS Analytica för analys av metaller, PAH:er (polyaromatiska kolväten), PFAS (perfluorerade ämnen), PCB (polyklorerade bifenyler) och bekämpningsmedel. Ämnena valdes ut på grund av verksamheterna och markanvändningen i tillrinningsområdet, så som deponi, dagvatten, handelsträdgårdar mm som har belastat sjön.

Tabell 1. Koordinater i SWEREF 99TM för punkter där sedimentprov togs i Flaten för analys av miljögifter.

Station	X	Y	
S1	656498	6565026	djuphåla
S3	656117	6565042	inlopp
S4	656755	6565004	utlopp



Figur 3. Karta över Flaten som visar provtagningsplatser för sedimentprover för analys av miljögifter. Provpunkten S3 är nära det största inloppet till sjön, S1 är i djuphålan och S4 nära utloppet.

Utvärdering av halterna har gjorts mot bedömningsgrunder från Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket och Revaq-certifiering för avloppsslam.

QS MKN är gränsvärden enligt föreskriften för statusklassificering av vattenförekomster. Vid statusklassificering avses de översta skiktet av sediment som kan påverka vattenlevande

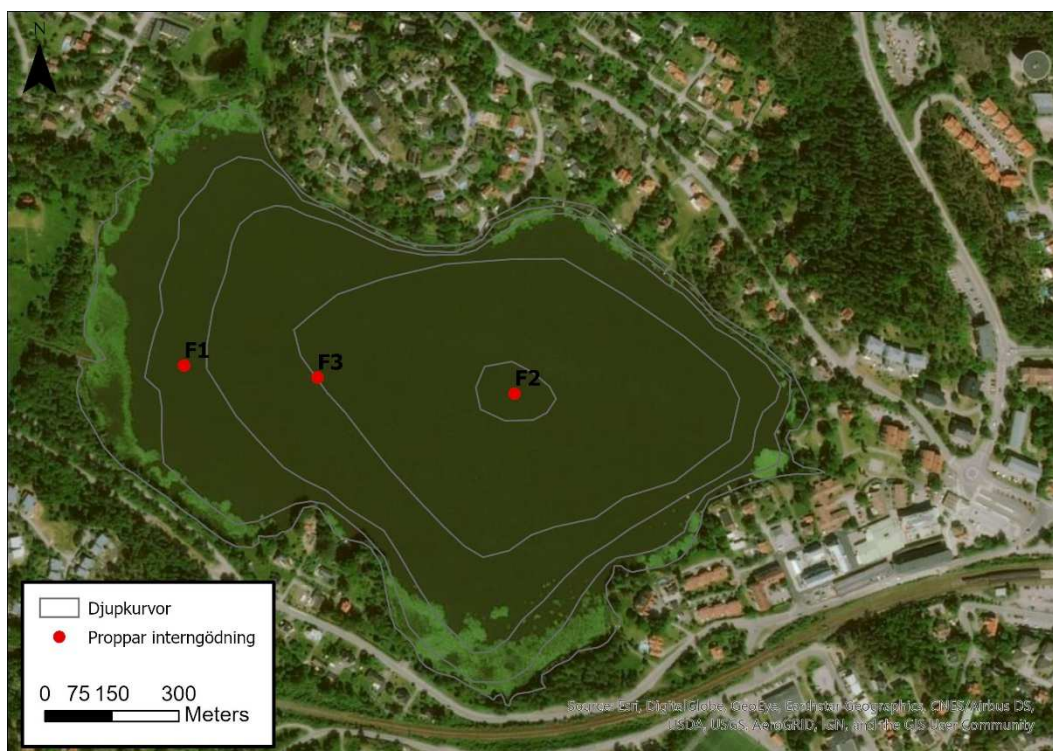
organismer. Att jämföra mot dessa värden ger framförallt en hänvisning till påverkan på biologi vid en eventuell muddringsåtgärd. PAH:er och koppar behöver räknas om från de uppmätta halterna till motsvarande för en organisk kolhalt på 5 %, så kallad normalisering.

För jämförelse vad massorna kan användas till efter en muddring jämfördes de uppmätta halterna med gränsvärden för förorenade massor. Det finns gränser som Naturvårdsverket tagit fram: mindre ringa risk (MRR), känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2010). För eventuell användning för spridning på åkermark användes Revaq-certifiering för avloppsslam.

## 2.3 Internbelastning

### 2.3.1 Provtagning

Sedimentprov (proppar) provtogs april 2021 med en rörhämtare från tre stationer för att analysera fosfor i sedimentet och tre intakta kärnor hämtades till inkuberingsförsöket (Figur 4). Sedimentpropparna skiktades omedelbart till delprover som representerar sedimentdjupen: 0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20, 25-30 cm för analys av olika fosforfraktioner.



Figur 4. Karta över Flaten som visar provtagningsplatser för sedimentprover för analys av fosforfraktioner och sedimentkärnor för inkubering.

### 2.3.2 Analys

Sedimentproverna analyserades med avseende på fosforfraktioner, vattenhalt, och glödningsförlust. I en fraktionerad fosforanalys extraheras fosfor ur sedimentprovet i olika steg: MQ-P (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor) och Rest-P (restfosfor):

huvudsakligen svårnedbrytbara organiska fosforformer). Rest-P representerar differensen mellan mängden fosfor i alla mätta fraktioner och mängden totalfosfor. Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988) och modifierad av Hupfer et al. (1995).

Läckagebenägen fosfor i sediment finns i huvudsak i fraktionerna löst bunden fosfor, järnbunden fosfor, labil organisk fosfor samt till viss del i restfosfor. Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig i vattenmassan för alger och växter medan järnbunden fosfor blir tillgänglig vid låga syrgashalter (ca 2 mg/l). Dessa fraktioner tillsammans benämns mobil fosfor. Organisk fosfor blir tillgänglig när organiskt materialet såsom alger och växtdelar bryts ner. Aluminium- och kalciumbunden fosfor, samt största delen av restfosfor räknas som svårtillgängliga för växter att ta upp.

Fosfor släpps från organiskt material under nedbrytning för att sedan bli en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från veckor till år, beroende på vilken form av organisk fosfor det handlar om. Organisk fosfor anses som labil eller lättillgänglig men en svårnedbrytbar rest av fraktionen finns kvar i djupare/äldre skikt av sedimentet. Halterna av mindre lättillgängligt organisk fosfor i djupare skikt utgör en slags bakgrundskoncentration. Genom att subtrahera bakgrundshalter från halter i ytligare sedimentlager beräknas mängden labil organisk fosfor. Bakgrundskoncentrationen för mobilfosfor (järnbunden plus löst bunden fosfor) användes för att beräkna det aktiva sedimentdjupet (mellan 10 och 15 cm i Flaten). Det aktiva sedimentdjupet användes för att bedöma hur stor del av sedimentet som interagerar med vattenmassan och detta används för att beräkna mängden fosfor i aktiva djupet (enheten g/m<sup>2</sup>).

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades med metod enligt Håkansson och Jansson (1983). Proverna fryses under 24 timmar (-20 °C) och frystorkas tills de blir torra. Torra prover bränns i en muffelugn (550 °C) och mängden sediment som bränts bort likställs med mängden organiskt material. Vattenprover analyseras för bland annat fosfat och total fosfor.

I sedimentmassan av läckagebenägen fosfor i sjön inkluderas de totala rörliga fraktionerna, d.v.s. mobilt, labilt organiskt och restfosfor. Denna massa användes för att uppskatta kostnader för både muddring och fällning med aluminium.

### 2.3.3 Inkubationsförsök och beräkning av interbelastning av fosfor

Tre hela kärnor (25 cm sediment, 25 cm vatten) av sediment hämtades från Flaten för att genomföra ett inkuberingsförsök på labbet och mäta syrgasförbrukning och läckage av fosfor från sedimentet under en längre tid. Vattenprover togs regelbundet från vattnet ovan sedimentytan under syrerika och syrefattiga förhållanden i ca 40 dagar. Dessa prover analyserades för fosfor och data användes för att beräkna internbelastningshastighet av fosfor, det vill säga ökning av fosfor i vattnet på grund av läckage från sedimentet.

## 2.4 Syremätning i vattnet

Syremätning gjordes i tre punkter vid djuphålan den 19 augusti 2021 i samband med inventeringen av vattenväxter samt vid provtagningen av sediment. Ett mätinstrument som mäter syrehalten direkt i vattnet användes. Syrehalt och temperatur uppmättes i ytvattnet vid 0,5 m djup, vid 1 m djup och vid 2 m djup.

## 2.5 Litteraturstudie externbelastning

Salems kommun har under många år varit engagerade i Flaten genom vattenprovtagningar och utredningar om påverkan och framtagande av åtgärder. Tidigare utredningar som genomförts har gått igenom för att undersöka storleken på externbelastningen.

Externbelastning till sjön beskrivs främst i rapporten "Projekt Flaten och Uttran, Provtagningar december 2015-november 2016 och förslag på reningsanläggningar, Yoldia Environmental Consulting AB, 2017". I andra utredningar som konsulter genomfört på uppdrag av Salems kommun har inte mätningar genomförts, utan enbart uppskattningar av mängden fosfor från avrinningsområdet.

## 3 Resultat

### 3.1 Vattenväxter

Vid inventeringen av vattenväxter påträffades enbart tre vattenväxter som ingår i statusklassningen; gul och vit näckros samt stor näckmossa (Tabell 2). Övervattensväxter fanns i relativt smala bälten längs delar av stränderna i form av vass, säv, smalkaveldun samt bredkaveldun.

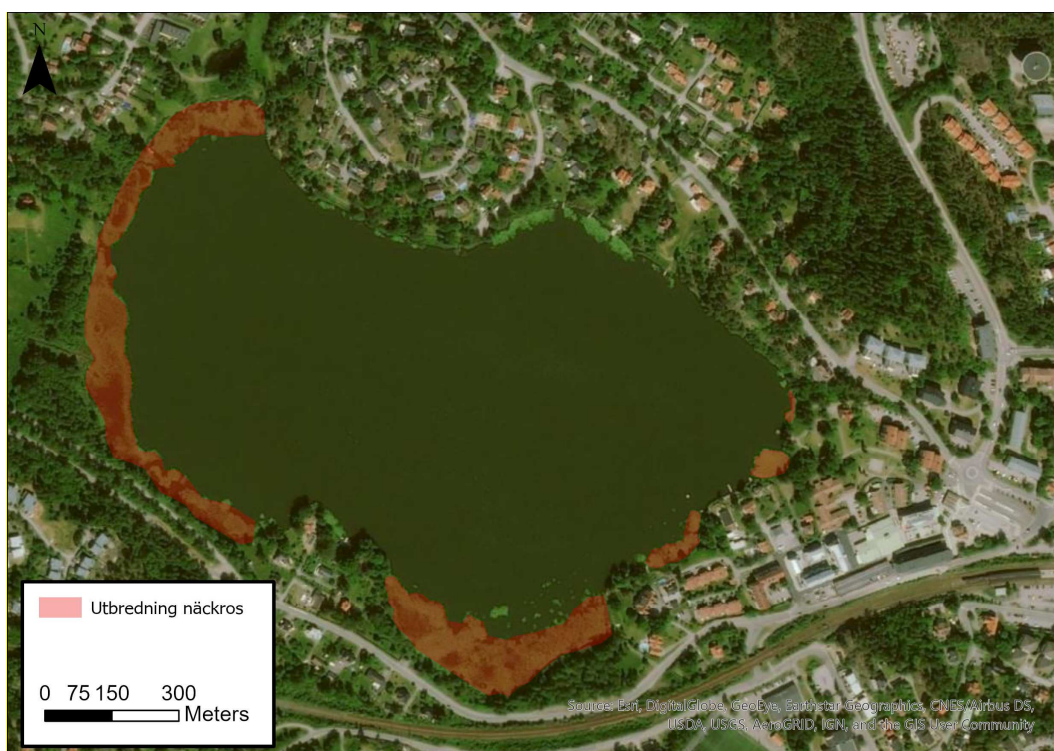
Gul näckros dominerade i antal rutor (41) och förekom i 5 av 9 transekter. Vit näckros förekom sparsamt mellan transekter bland de gula näckrosorna. Vass var den vanligaste övervattensväxten och förekom i 21 rutor, följt av smalkaveldun 14 och säv i 7 rutor. Vass förekom i 7 av 9 transekter. Inga omfattande vassbälten fanns i sjön. Övriga arter förekom som enstaka fynd. Inga undervattensväxter förutom mossan påträffades. Övriga växter som påträffades i strandlinjen var jättebalsamin, ormbunkar, svärdsilja, skräppor och topplösa (Tabell 2).

*Tabell 2. Påträffade arter vid respektive transekt vid inventering av vattenväxter i sjön Flaten 19 augusti 2021. För varje växt anges om de är övervattensväxter, flytbladsväxter, undervattensväxter, eller landväxter.*

Art	Typ av växt	1	2	3	4	5	6	7	8	9
vass	över	x	x	x	x	x	x		x	
säv	över			x			x			
smalkaveldun	över						x	x		x
bredkaveldun	över		x							
topplösa	över					x				
gul näckros	flytblad	x	x		x	x	x			
vit näckros	flytblad		x							
stor näckmossa	mossa/under				x					
skräppor	landväxt		x							
jättebalsamin	landväxt	x								
orbunksväxter	landväxt	x	x							
svärdsilja	landväxt	x	x							

Utbredningen av näckrosor vid inventeringen har jämförts med ortofoto och stämmer väl överens, figur 4 visar utbredningen av näckrosor i sjön. Gul näckros förekom ned till två meters djup. Enstaka tomma musselskal påträffades vid inventeringen. Siktjupet uppmättes till 1,5 m mitt i sjön.





Figur 5. Inventeringen av vattenväxter bekräftade den utbredning av näckrosor som ses på tillgängliga flygbilder över Flaten.

Vid statusklassning av vattenväxter enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25 (HaV 2019) ska beräkningar utföras utifrån förekomst, där vattenväxterna har bestämda indikatorvärden och viktfactorer. Av de arter som påträffades i Flaten ingår enbart gul och vit näckros samt stor näckmossa i metoden. Statusen klassas till hög status för vattenväxter med trofiindex beräknat till 8 och en ekologisk kvot på 0,96 (Tabell 3).

Tabell 3. Beräknade värden för klassning av vattenväxter i Flaten enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25.

Trofiindex	Referensvärde från föreskrift	Ekologisk kvot	Status
8	8,27	0,96	Hög status >0,93

Gula och vita näckrosor är de som i utredningen bedöms vara de vattenväxter som allmänheten upplever ha ökat i sjön. I västra delen av sjön var vattenområdet upp till 50 m från stranden täckt av gula näckrosor. I den östra delen av sjön, vid en mindre badplats, har klippning av näckrosor skett 2019 och 2020.

I den västra änden av sjön med hög täckning av näckrosor luktade det ruttet från botten, det uppkommer troligen av att vattnet är stillastående samtidigt som nedbrytning av organiskt material sker, vilket ger syrebrist.

Vattenväxtsamhället i sjön är mycket artfattigt och saknar egentliga undervattensväxter. Trots det är status beräknad till hög enligt ovan, vilket är förvånande. Bedömningsgrunderna för vattenväxter (eller egentligen makrofyter) är utformade för att korrelera med fosforhalterna i sjöar, där arter som gynnas av låga fosforhalter har höga indikatorvärden och viktvärden. Vissa arter, som till exempel näckrosor, förekommer dock i



sjöar med höga och låga fosforhalter. Klassningen av vattenväxterna anser vi bli missvisande i sjöar som Flaten med få arter med höga indikatorvärden. Det vore önskvärt om bedömningsgrunderna även innefattade ett mått på diversitet, där en artfattig sjö där det finns förutsättningar för fler arter inte kan få hög status.

## 3.2 Miljögifter i sediment

### 3.2.1 Utvärdering av halter i sediment

Vid analys av sedimentproverna har förhöjda halter påvisats av metaller, olja, PAH:er och PCB:er. Inga perfluorerade ämnen (PFAS) eller bekämpningsmedelsämnen påvisades över detektionsgränserna i sedimentet. Halterna av bens(b)fluoranten, zink och bly är högst i de djupare proverna från provpunkt S4 som är vid utloppet i östra delen av sjön. I bilaga 1-3 redovisas analysresultaten i förhållande till gränsvärden. S4 var den punkt som var mest förorenad i Flaten.

#### 3.2.1.1 Gränsvärden för återvinning av massor

Vid jämförelse med klasserna MRR (mindre än ringa risk), KM känslig markanvändning), MKM (mindre känslig markanvändning) och FA (farligt avfall) som tillämpas vid användning av massor i anläggningsändamål etc överskreds gräns för MKM för bly i en punkt (S4 30+) och för zink i flera punkter på olika djup (S1 10-20, S3 10-20, S4 10-20 och S4 30+). Övriga metaller, PAH:er och PCB7 (summa av 7 olika PCB:er) uppmättes vara under gränsen för MKM men över MRR och KM.

Det finns inte något riktvärde för oljeindex, men om man jämför halterna med motsvarande kolgedjor för alifater har alla punkter påvisats ha halter över gränsen för KM.

#### 3.2.1.2 Gränsvärden i vattenförvaltningen

I föreskriften för statusklassificering (Hav 2019:25) finns gränsvärden för prioriterade ämnen och särskilda förorenande ämnen, vissa av dessa omfattar även sediment. Gränsvärdena gäller det ytligaste skiktet i sedimentet (1-2 cm). Provtagningen genomfördes i relativt stora djupintervaller, varvid resultaten inte exakt kan påvisa vad som finns i det ytligaste skiktet idag. Men omblandning av sedimentens översta skikt kan antas ske ändå på grund av den lösa konsistensen och fisk och bottenlevande organismer som blandar om sedimentlagren. Därmed anses en jämförelse med gränsvärden i föreskriften bara kunna ge en fingervisning av statusen.

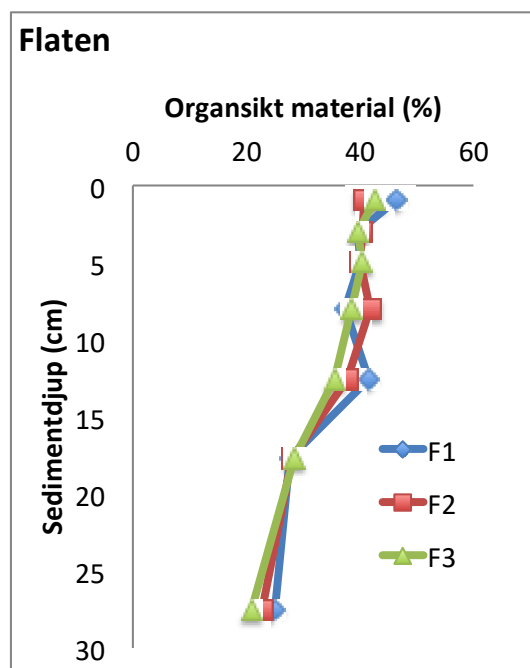
Halterna av koppar i alla provtagningspunkter och djup överskrider gränsvärde QS MKN (Quality standard i HaV 2019) före normalisering till 5 % TOC (total organisk kolhalt), men efter normalisering överskreds inte gränsvärdet. Halter av kadmium och bly överskrider inte gränsvärde för QS MKN.

I rapport från HaV 2018 finns indikativa gränsvärden för vissa PAH:er. Av dessa överskreds värden för bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten och bens(a)pyren i sjön vid jämförelse utan normalisering till 5 % organiskt kolhalt. Vid jämförelse med normaliserade värden till 5 % organisk kolhalt överskrider enbart uppmätta halter för bens(b)fluoranten i prov S3 10-20 cm och S4 alla djup av analyserade PAH:er (HaV 2018).

### 3.3 Internbelastning och syreförbrukning

#### 3.3.1 Sediment

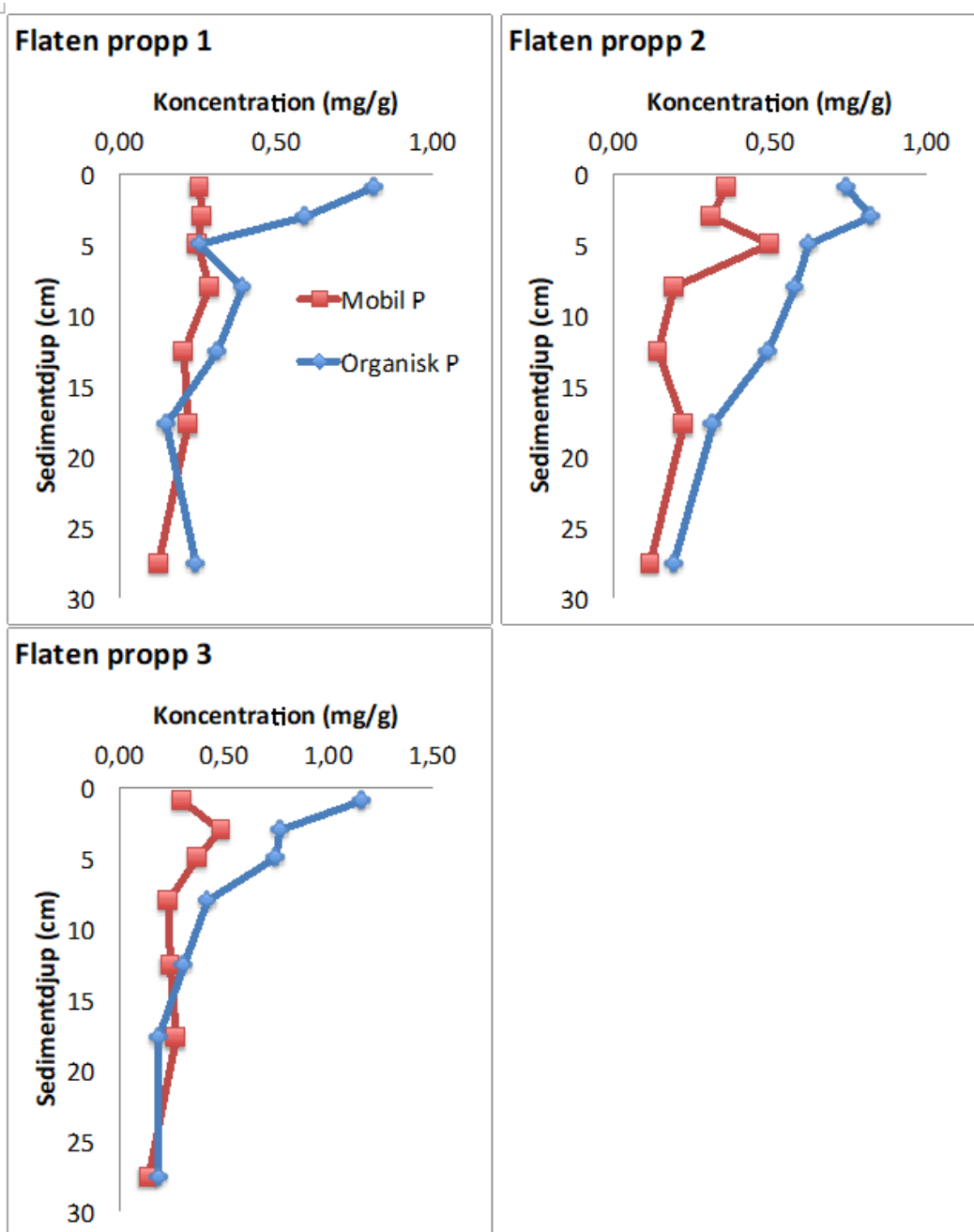
Vattenhalt och mängden organiskt material i sediment varierade mellan 94,4 och 97,2 % respektive 37,5 och 46,4 % i de översta sedimentskikten (0-10 cm). Både vattenhalt och organiskt material anses som höga och organiskt material börjar avta runt 15 cm sedimentdjup i alla tre provpunkterna F1, F2 och F3 (Figur 6).



Figur 6. Analys av organiskt material i sediment från Flaten.

#### 3.3.2 Läckagebenägna fosfor

Koncentrationer av de läckagebenägna fosforformerna var liknande över sjöns olika arealer (Figur 7). Mobil fosfor (porvatten, lättbunden och järnbunden fosfor) och organisk fosfor varierade från 0,2 till 0,5 mg/g (medelvärde = 0,3 mg/g) respektive 0,3 till 1,2 mg/g (medelvärde = 0,6 mg/g) i de översta sedimentskikten (0-<10 cm). Dessa värden är måttlig höga (mobil fosfor) till höga (organisk fosfor) vid jämförelse med andra övergödda sjöar i Sverige.



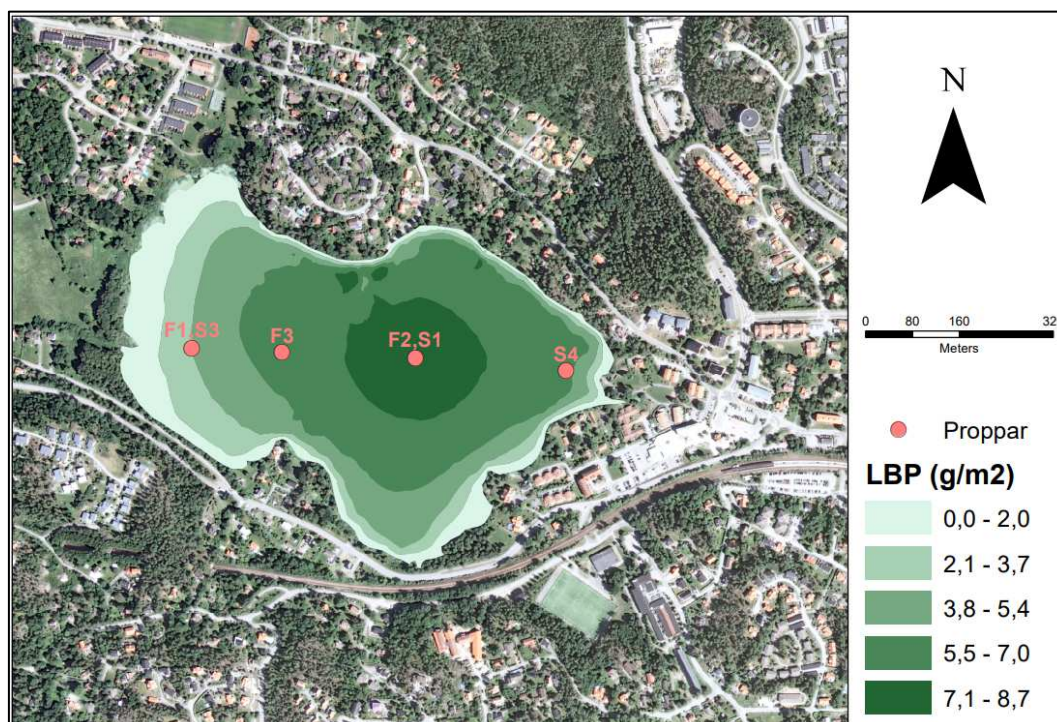
Figur 7. Analysresultat av mobil och organisk fosfor i Flatens sediment.

Massan av läckagebenägen fosfor i Flatens sediment beräknades i alla tre proppar

Tabell 4). Dessa data användes för att modellera mängden av läckagebenägen fosfor över hela sjön (Figur 8). Mängderna per kvadratmeter liknar de som påvisats i andra sjöar i Stockholmsområdet såsom Långsjön (Stockholm/Huddinge) och Balstaviken/Ulvsundasjön.

Tabell 4. Överskottet av läckagebenägna former av fosfor (LBP) i sediment från Flaten 2021.

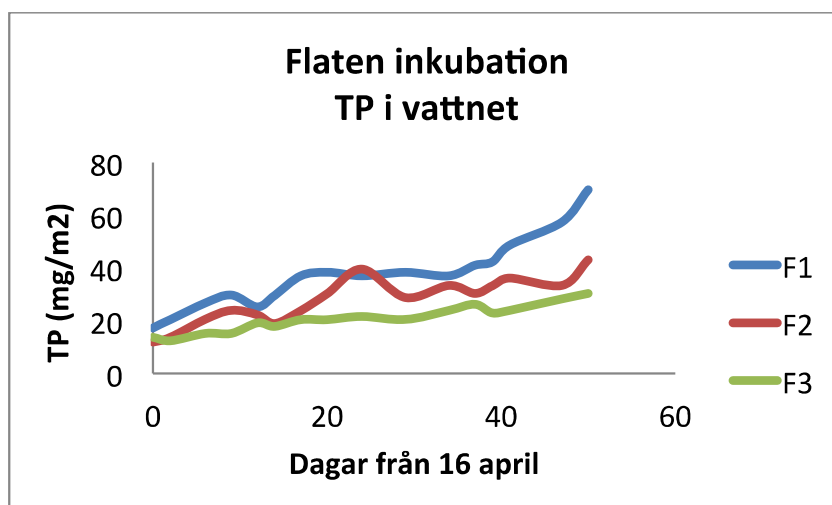
Propp	Mobile P	Labile org-P	Rest P	Summa LBP
F1	1,3	1,6	1,5	4,5
F2	1,6	3,1	3,9	8,7
F3	1,3	2,1	1,8	5,2



Figur 8. Modellerad mängd läckagebenägen fosfor per kvadratmeter illustrerad per djupintervall i sjön Flaten.

### 3.3.3 Internbelastningshastighet

Internbelastning beräknades med hjälp av fosforhalter i vattnet (i sedimentrören) som generellt ökade under inkuberingsförsöket (Figur 9). Internbelastningshastigheten varierade 0,7 och 1,6 mg/m<sup>2</sup>/d under oxiska förhållanden och mellan 0,6 och 1,2 mg/m<sup>2</sup>/d under anoxiska förhållanden (Tabell 5). Maximala värden (1,3 - 4,1 mg/m<sup>2</sup>/d) nåddes under den senare delen av försöket när syrgas var 0 mg/l.



Figur 9. Koncentrationer av totalfosfor (TP) i vattnet ovan sedimentet som hämtades från tre ställen i Flaten och inkuberades i drygt 40 dagar.

Tabell 5. Resultat från inkuberingsförsöket. Internbelastningshastighet och syrgasförbrukning presenteras för sediment hämtat från tre olika platser i Flaten (Figur 4).

Propp	Internbelastningshastighet			Syrgasförbrukning
	Max	Medel-oxisk	Medel-anoxisk	Hastighet
	(mg/m <sup>2</sup> /d)			(g/m <sup>2</sup> /d)
F1	4,1	1,6	1,2	0,68
F2	3,2	1,3	0,6	0,62
F3	1,3	0,7	0,8	0,67

Värdena för internbelastningshastighet kan jämföras med värden i andra sjöar som har olika status gällande fosforhalter i vattnet (näringsfattig till näringsrik). Sådana sammanställningar har utvecklats som en del av andra nationella projekt, EU Life IP Rich waters internbelastning och särskilda åtgärdsprojekt (SÅP) finansierade av Havs- och vattenmyndigheten (Tabell 6)(Huser et al, 2016a). Vid jämförande av resultaten för internbelastningshastighet från Flaten (Tabell 5) med sammanställningen från nationella data i Tabell 6 visar att risk för förhöjd internbelastning över naturliga nivåer i Flaten är nära gränsen till måttlig hög (gällande medelvärden) eller anses som hög (gällande maximala värden).



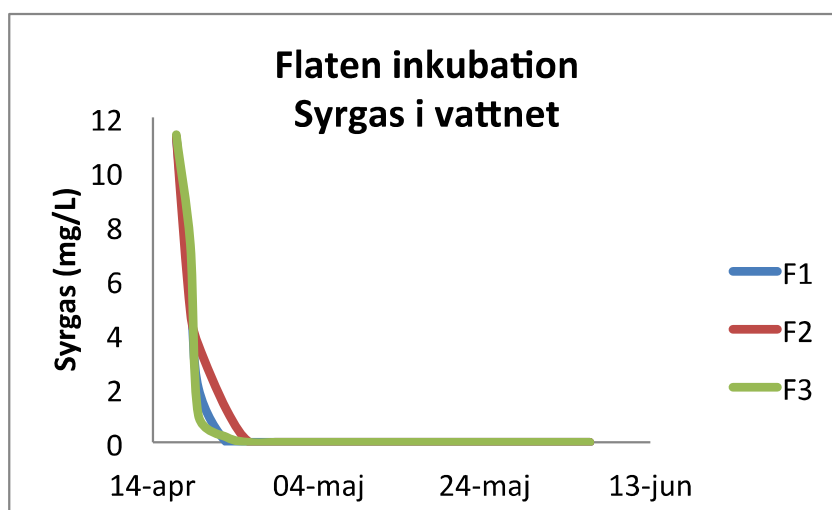
Tabell 6. En tabell för att bedöma risken för förhöjd internbelastning (Huser, 2021). Gränserna visar olika nivåer av risk, från låg/liten till mycket hög. Exempelvis, om internbelastningshastigheten är 4,1 mg/m<sup>2</sup>/d skulle den ha hög risk för förhöjd internbelastning eftersom den ligger mellan riskgränserna 3,6 och 8,7 mg/m<sup>2</sup>/d.

Riskenivå	Li (mg/m <sup>2</sup> /d)
Mycket hög	8,7
Hög	3,6
Måttligt hög	1,5
Låg	0,2
Ingen/väldigt liten	0,0

Om medelvärden för internbelastningshastighet används för syrefattiga förhållanden (0,9 mg/m<sup>2</sup>/d) och syrerika förhållanden (1,2 mg/m<sup>2</sup>/d) och perioden när sedimentet läcker fosfor är 120 dagar, beräknas internbelastning bli mellan 30 och 40 kg fosfor per år. Denna mängd är i samma storleksordning som externbelastningen till sjön enligt studien från Yoldia 2017. Det ska dock tydliggöras att detta är en uppskattning av internbelastningen. För att få säkrare resultat skulle en massbalansmodell med mätning av flöden och halter i tillrinnande vatten, mätningar i sjön och utlopp behövas.

### 3.3.4 Syrgasförbrukning av sedimentet - inkuberingsförsök

Det tog mellan 6 och 10 dagar efter tillsättning av mineralolja på vattenytan (för att stoppa diffusion av syrgas från luften) för syrgas att minska till 0 mg/l i inkuberingsrören (Figur 10). Syrgasförbrukningen av sedimentet varierade väldigt lite (0,62-0,68 g/m<sup>2</sup>/d) och medelvärdet för förbrukningen var 0,66 g/m<sup>2</sup>/d. Detta kan jämföras med en studie av fem sjöar i södra Sverige där syrgasförbrukningen (1975-1976) var mellan 0,37 g/m<sup>2</sup>/d i näringsfattig sjö och 0,92 g/m<sup>2</sup>/d i en mycket näringsrik sjö (Graneli, 1978) och intervallen för sjöar runt världen enligt en sammanfattning av Biddanda (2005) var 0,05 till 1,0 g/m<sup>2</sup>/d (medelvärde av 0,32g/m<sup>2</sup>/d).



Figur 10. Koncentrationer av syrgas i vattnet ovan sedimentet som hämtades från tre ställen i Flaten och inkuberades. Under inkuberingen mättes hur syrgasen i vattnet förbrukades som en följd av nedbrytningen i sedimentet.

### 3.4 Syrehalt i vatten

I april när sjön är väl omblandad förväntades hög syrehalt i vattnet, vilket mätningarna även visade, mättnadsgraden var över 100 %. Så hög mättnadsgrad uppstår när algproduktionen är hög. Syrehalten i Flaten vid mätningen den 19 augusti varierade minimalt mellan olika djup mitt i sjön vid djuphålan. Syrehalten i hela vattenmassan var högre än förväntat och varierade mellan 6,38-7,34 mg/l (vilket motsvarar en syremättnad mellan 69 % och 79 %). Det motsvarar god status enligt bedömningsgrunder i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25 då bedömningen ska baseras på lägsta uppmätta värde. Gränsen mellan god och måttlig status är 5 mg/l och mellan god och hög status syregaskoncentration 7 mg/l.

### 3.5 Externbelastning kontra internbelastning

Enligt undersökning av Yoldia åren 2015 och 2016 kommer de största mängderna (47 %) av extern fosfor till sjön från västra delen av sjöns avrinningsområde. Även områden söder om sjön nära utloppet bidrar till stora mängder fosfor (27 %). Den totala externa belastningen i undersökningen beräknades till ca 42 kg P/år. Utflödet av fosfor beräknades till ca 32 kg P/år. Baserad på vattenprovtagning av tillflöden och utlopp 2015-2016 verkade inga större mängder fosfor läcka från sjöns botten sediment utan de höga fosforhalterna berodde på externa källor (Yoldia, 2017). Tidigare undersökningar (Yoldia, 2000) har dock antytt motsatsen och även i rapporten i underlag till lokalt åtgärdsprogram för Uttran av WRS 2020 rekommenderas kartering av läckagebenägen fosfor i både i Uttran och Flaten (WRS, 2020). Som även framhålls rapporten från Yoldia 2017 kan årsvariationerna i vattenkemin vara stora och en längre mätperiod på minst ett till två år skulle krävas för att få pålitliga värden av externbelastningens storlek.

### 3.6 Sammanfattning och diskussion av resultat

Utredningen visar följande problem i sjön Flaten; sjön har enligt utredningen av internbelastning problem med att det frigörs fosfor i måttlig mängd. Den externa belastningen av näringsämnen behöver minskas för att uppnå god status i sjön. För att

minska risken för syrefattiga förhållanden i sjön behöver belastningen av näringsämnen minska.

Syreförhållandena under mätningen i augusti 2021 var goda, medan fiskdöden som inträffade sommaren 2019 tyder på en mellanårsvariation med sämre förhållanden. Under varma dagar med stillastående vatten ökar nedbrytningen i bottenvattnet och syrebrist kan uppstå.

Sedimenten visar på förhöjda halter av metaller, PCB, PAH och olja men framförallt på större djup som inte har så stor påverkan på ekologin i sjön. Halterna av miljögifter gör det däremot problematiskt med återanvändning av massorna vid en eventuell muddring.

Vattenväxtsamhället är artfattigt men beräknad klassning är hög status. Utbredningen av näckrosor bedöms som naturlig.

Möjliga åtgärder redovisas nedan för att sjöns problem med övergödning, syresättning och sammansättning av vattenväxter ska förbättras. Vi ser även behov av övervakning och mätningar för att åtgärderna ska ha bästa effekt.

## 4 Möjliga åtgärder och fortsatt arbete

### 4.1 Naturlig återhämtning

Sjöar kan återhämta sig från förhöjd fosforbelastning och fosforackumulering i sediment med tiden om externbelastningen minskas till en naturlig nivå. Återhämtningen kan ta årtionden eller längre (Sas et al. 1990). Medan detta pågår transporteras överskottet av fosfor till nedströmsliggande vattenförekomster kontinuerligt. Både extern- och internbelastningen av fosfor till Flaten är förhöjda och det är oklart hur lång tid det kan ta att nå god status för näringsämnen utan åtgärder, troligtvis decennier. Då belastningen av fosfor riskerar att försämma möjligheterna för nedströmsliggande vattenförekomst att uppnå miljö kvalitetsnormerna krävs åtgärder även i Flaten, därför rekommenderas inte naturlig återhämtning.

### 4.2 Syresättning

Syresättning innebär tillsättning av syre till bottenvatten vilket kan minska fosforläckage. En nackdel med syresättning är att metoden skapar cirkulation i vattnet och kan även öka internbelastningen i grunda sjöar genom att röra om vattenmassan närmast sedimenten (Cooke et al. 2005). En fördel med metoden är att förhållandena för fisk som kräver höga syrgasnivåer blir bättre, särskilt under vintern i sjöar som blir isbelagda. Flaten skiftar sig troligtvis inte starkt eller särskilt länge vilket tyder på att syresättning inte är den bästa metoden för att minska internbelastning eftersom det mesta av den tillsatta syrgasen skulle försvinna från vattnet till atmosfären ganska fort. Dessutom var medel internbelastningshastigheten i Flaten något högre under syrerika förhållanden (1,2 mg/m<sup>2</sup>/d) jämfört med syrefattiga förhållanden (0,9 mg/m<sup>2</sup>/d) (Tabell 5). Detta på grund av att den största delen av läckagebenägen fosfor som finns i sedimentet finns i organiskt material, och nedbrytning av organiskt material sker generellt fortast när det finns gott om syrgas.

De absolut högsta värdena (max 4,1 mg/m<sup>2</sup>/d) för internbelastningshastigheten i inkuberingsförsöket nåddes dock under syrgasfattiga förhållanden (Tabell 5), men dessa värden nåddes efter fler än 20 dagar utan syrgas. Det är inte troligt att en så lång period

med syrgasfattiga förhållanden skulle utveckla sig i Flaten, förutom kanske under vintertid när sjön är isbelagd men då minskar samtidigt de låga temperaturerna hastigheten av fosforläckaget från sedimentet. Sådana förhållanden skulle även kunna utvecklas på sommaren vid långa, mycket varma och vindstilla perioder. Eventuellt kan tidigare fiskdöden kopplas till sådana perioder. Annars när sjövattnet är omblandat (mestadels av året) kommer artificiell syresättning inte att ha någon större effekt. Då förhöjda halter av näringsämnen är orsaken till förhöjd syrgasförbrukning bör åtgärderna i första hand riktas mot att minska näringsämneshalterna i sjön.

Det finns även en risk kopplad till syresättning som man bör ta hänsyn till vid planering. Att syresätta sjön med hjälp av luftning eller vattencirkulation under vinterhalvåret när det är minusgrader skapar öppna områden i isen och tunnare is omkring. Detta skapar risk för olyckor eller dödsfall genom att någon går igenom isen. Därför rekommenderas inte syresättning under vinterhalvåret. Om detta ändå görs bör varningsskyltar sättas upp för att indikera faran.

Sammanfattningsvis är det inte troligt att artificiell syresättning skulle ge förbättringar gällande internbelastning av fosfor i Flaten. Syresättning skulle vara relativt ineffektiv eftersom omblandningen i sjön oftast är god. Därmed är det under perioder med varmt och stilla väder tex på sommaren samt under vinter med is på sjön som syresättning kan ge effekt. Vid mycket varma och vindstilla förhållanden kan syresättning minska risken för fiskdöd men det viktigaste är att näringsämnen i sjön minskas för att förhindra förhöjd syrgasförbrukning och risken för fiskdöd.

Nedan beskrivs tre olika metoder som finns för syresättning om åtgärden trots allt ska genomföras. Syrgasförbrukning under inkuberingsförsöket var 0,66 g/m<sup>2</sup>/d. Med sjöns medeldjup på 1,5 m blir beräknat behov av syresättning 0,47 mg/l/dygn. Omräknad till kg behövs en tillsats av ca 200 kg syre per dygn för att syresätta sjön. Det finns ett antal sätt att luften bottenvattnet i sjöar. De vanligaste syresättningsmetoderna är att man leder ner syre via trycklufts-bubbling eller att man leder ner syrerikare ytvatten till botten. Man kan även använda fontäner för att syresätta sjövattnet. Anläggningarna kan ge negativ påverkan på fauna och flora i sjön på grund av vattenrörelser och placering behöver utredas för att ha så liten påverkan på ekologin som möjligt.

#### 4.2.1 Fontän

Det finns olika slags fontäner på marknaden. De fontäner som passar bäst för syresättande syfte är flytande fontäner som pumpar upp och finfördelar vattnet i små droppar så att vattnet exponeras mot syret i luften. Fontänen installeras från båt och förankras med hjälp av tyngder. För pumpen behövs ett elskåp vid stranden.

Kostnaden för en fontän är inte hög utan ligger på ca 100 000 kr med installation inklusive elarbeten och förlängningssladd. Fontäner för syresättning är inte heller dyra i drift. Det finns modeller som teoretiskt klarar av att syresätta 200 kg syre per dygn men för att lyckas syresätta hela sjön skulle flera fontäner behöva placeras i olika delar av sjön. Fontäner används i huvudsakligen i syfte att genom vattencirkulation undvika algväxt i mindre vatten upp till 15 000 m<sup>2</sup>. Det finns inga exakta siffror på deras effektivitet men räknat på ytan som de klarar av att cirkulera skulle det således behövas upp till 19 styck i en sjö av Flatens storlek. Med strategisk projektering kan antalet minskas.

#### 4.2.2 Cirkulationspump

För att ge kontinuerlig, kraftig rörelse i vattnet och samtidigt pumpa ner luft i sjövattnet kan en flytande cirkulationspump installeras. Det kommer inte upp någon stråle med vatten utan syresättningen syns enbart genom kraftig rörelse på vattenytan. Den flytande pumpen

installeras från båt och förankras med hjälp av tyngder. För pumpen behövs ett elskåp vid stranden.

Likt en fontän ligger kostnaden för cirkulationspumpen på ca 100 000 kr med installation inklusive elarbeten och förlängningssladd. Cirkulationspumpen är inte heller dyr i drift. Även här finns det finns modeller som klarar av att syresätta 200 kg syre per dygn men för att lyckas syresätta hela sjön skulle flera pumpar behöva placeras i olika delar av sjön. Även cirkulationspumpar används huvudsakligen i syfte att genom vattencirkulation undvika algväxt i mindre vatten upp till 15 000 m<sup>2</sup>. Det finns inga exakta siffror på deras effektivitet men räknat på ytan som de klarar av att cirkulera skulle det således behövas upp till 19 styck i en sjö av Flatens storlek. Med strategisk projektering kan antalet minskas.

#### 4.2.3 Luftspridare

Luftspridning är en effektiv metod för att lufta vatten i sjöar med djup större än 2,3 m. Genom att använda komprimerad luft som injiceras direkt till botten av sjön, flyttas vatten kontinuerligt uppåt och många kubikmeter vatten blandas med låg energiförbrukning. Luftspridaren bryter upp luften i mikrobubblor som sedan stiger mot ytan. Bubblorna som stiger skapar strömmar, vilka överför syrefattigt vatten till ytan, och låter den komma i kontakt med atmosfären och därmed andas. Djupet i Flaten är inte lämplig för bästa effekt av en luftspridare.

### 4.3 Åtgärder mot internbelastning

#### 4.3.1 Behandling av sediment med mineraler eller leror

Fastläggning av fosfor i sediment innebär att man omvandlar löslig fosfor till en form som kan finnas kvar i sedimentet över tid. Det finns flera olika fällningsmedel som består av mineraler eller leror. De typer av fällningsmedel som vanligtvis används baseras på aluminium eller järn. Aluminiumbehandling är historiskt den mest beprövade metoden.

##### 4.3.1.1 Aluminium

Behandling med aluminium har använts i ca fem decennier i sjöar med varierande grad av effektivitet (Huser et al. 2016c). Ända tills nyligen var doseringsmetoderna dåliga och många sjöar (särskilt grunda sjöar) fick därför ett underskott av aluminium vilket ibland lett till alltför kortlivade resultat. Under senare år har dock bättre metoder utvecklats vilket ökat sannolikheten för mer bestående behandlingseffekter (Kuster et al. 2020, Agstam-Norlin et al. 2020, Agstam-Norlin et al. 2021).

Det finns två metoder gällande fällning med aluminium, vatten- och sedimentbehandling. När en aluminium salt-lösning tillsätts till vattnet bildas ett mineral ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ , eller gibbsit) som binder med P i vattnet och sedan fälls till sedimentet där den binder med P i sedimentet. Mineralet sedimenterar och blandas in och täcks av nytt sediment naturligt. Under en sedimentbehandling blandas lösningen med sjövattnet först och aluminiummineralet harvas in i sedimentet där överskottet av fosfor finns. Fördelar med den senare metoden är att bindningseffektiviteten har visats att förbättras (mer fosfor binds per enhet aluminium) och att risk för resuspension av mineralet minskar.

##### 4.3.1.2 Järn

Vid tillsättning av järn krävs det i allmänhet att man luftar/syresätter vattnet, vilket kan bli kostsamt. Detta måste göras för att förhindra järnreducering och efterföljande frisättning av



fosfor vid låga syrgashalter. Järnet tillsätts oftast i vattnet där de bildar ett mineral som blandas in i sedimentet, och sedan binder tillgängligt fosfor.

#### 4.3.1.3 Kalcium

Kalcium har också använts för att binda fosfor i sjöar, men bindningen till fosfor är mest effektivt vid höga pH-nivåer (> 8) och därför bättre lämpad för användning i våtmarker eller andra system med naturligt höga pH-värden. Livslängden på kalciumbehandlingar i sjöar har visat sig vara kort, vanligtvis mindre än två år, förmodligen på grund av låga pH-värden och en upplösning av kalcium-fosforföreningar som följd.

#### 4.3.1.4 Bentonitleror

Bentonitleror med tillsatt lantan eller aluminium är en nyare metod som används, men mindre är känt om dessa material och en förfining av doseringsmetoderna behövs troligtvis innan de kan användas på ett säkert sätt. Som exempel släpps lantan från leran när det finns högre halter av löst organiskt kol i vattnet. Andelen av lantan som släpps från mineralet och inte binder med fosfatfosfor ökar kraftigt med ökande halter av löst organisk kol över 6-8 mg/l och vid en koncentration på 15 mg/l är det ännu sämre gällande bindning av fosfor med lantan enligt Lüring et al. (2014), beroende på kvaliteten av det organiska materialet.

#### 4.3.1.5 Potentiella risker av aluminiumbehandling

Den största åtgärdseffekten på det akvatiska livet av aluminiumbehandling av sediment sker genom en minskad fosforhalt i sjön, vilket framförallt ger en minskad mängd och ändrad artsammansättning av växtplankton. I de flesta övergödda sjöar har vattenkvaliteten gradvis försämrats under lång tid (50-100 år) och de vattenlevande organismerna som finns i dessa sjöar har anpassat sig till övergödda förhållanden eller så har samhället förändrats helt. I de fallen där det har blivit en förbättring under de senaste åren, på grund av minskad externbelastning, är många vattenförekomster fortfarande övergödda på grund av internbelastningen. Efter en aluminiumbehandling sker en stor förbättring av vattenkvaliteten efter bara några veckor eller månader. Förbättringen blir en chock för hela systemet och orsakar stress hos arter som anpassats till övergödda sjöar. Effekten är ändå positiv för sjöarna eftersom det ger ett klarare vatten och samhället i sjön återhämtar sig efter bara några månader. Resultatet blir en ökad biologisk mångfald gällande både växter och djur i behandlade vattenförekomster. Detta kan jämföras med om tillsättning av hela mängden läckagebenägen fosfor som har ackumulerats under decennier skulle ske under några veckor eller månader. Det skulle leda till en död botten (ingen syrgas), det mesta djurlivet skulle dö ut, och alger som producerar toxiska gifter skulle dominera.

Det finns en allmän uppfattning om att tillsats av aluminium- och järnmineraler anses som onaturliga kemiska behandlingar även om båda element finns naturligt i både mark och sediment och att det är ett mineral som bildas och binder med fosfor. Eftersom de flesta aluminium- och järnsalter är något sura när de tillsätts i vatten är det viktigt vara försiktig så att sjöns pH-värde ej understiger 6,0 eller överstiger 9,0 under behandling. Aluminium kan nämligen vara giftigt vid låga pH-värden (5,5 eller mindre) eller mycket höga pH-värden (>9-9,5). Sådana pH-nivåer återfinns dock i allmänhet endast i försurade eller kraftigt eutrofierade sjöar. Dessutom har sediment en buffringsförmåga och även om pH i ytvattnet är över 9,5 är det oftast 1-2 enheter lägre i sedimentet.

#### 4.3.1.6 Kostnadsuppskattning av aluminiumbehandling

Kostnadsuppskattningar har gjorts för både vatten- och sedimentbehandling med aluminium, även om det är troligt att sedimentbehandling är mer aktuellt för Flaten på grund av att den är en grund och polymiktisk sjö. Risk för resuspension och transport till ickebehandlade områden eller ackumulation i djupare områden är större i grunda sjöar. Resuspension och transport skulle troligtvis påverka bindningseffektiviteten negativt. Harvning i sedimentet (sedimentbehandling) minimerar den här risken (Schütz et al. 2017, Agstam-Norlin et al. 2020).

Uppskattning av kostnader har baserats på kostnaden för tidigare vattenbehandlingar, mängden fosfor i sedimentet som måste inaktiveras, och uppgifter i Huser et al. (2011) och Huser (2017). Kostnadsuppskattning för sedimentbehandling baserats på tidigare, liknande behandlingar i Sverige med fällningsmedlet PAX XL100 (Tabell 7). För behandling av Flatens sediment beräknas kostnaden till 2,79 miljoner kr och för vattenfas 0,55 miljoner kr.

Tabell 7. Uppskattad kostnad samt tidsåtgång för behandling av Flaten med aluminium för att minska internbelastningen av fosfor. Behandling av sediment respektive vatten.

Sjö	Al dos	Al	Tid (månader)		Kostnad (MSEK)	
			Sediment	Vatten	Sediment	Vatten
Flaten	53	17,2	3	0,75	2,79	0,55

#### 4.3.2 Muddring

Muddring innebär fysisk borttagning av fosforrikt sediment från sjön. Den största fördelen med den här metoden är att fosfor lämnar sjön för alltid. Det finns två olika muddringsmetoder som används vid sjörestaurering; hydraulisk muddring och lågflödesmuddring. Skillnaden mellan dessa två metoder är att i hydraulisk muddring suggs upp relativt tjock lager av sediment medan lågflödesmuddring tar bort bara de översta få cm av sedimentet och muddringshastigheten är betydligt långsammare. Lågflödesmuddring är skonsam mot bottenfauna och vattenlevande organismer då det endast är de översta lagren av sediment som suggs upp. På grund av att 20-30 cm av sedimentet behöver muddras för att få bort överskottet av fosfor (Figur 7) är hydraulisk muddring det lämpligaste muddringsalternativet i Flaten. Lågflödesmuddring skulle medföra lång muddringstid eftersom metoden bara tar bort de översta få centimetrarna av sedimentet vid varje vända.

Muddring har tidigare genomförts i Växjösjöarna med goda resultat i sjön Trummen (total fosfor sjönk från ca. 500 µg/L till 100 µg/L) men ingen eller väldigt liten minskning av fosfor i de större sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön kunde observeras. Dessutom muddrades Trummen i två omgångar (0,5 m sediment togs bort båda gångerna), vilket troligtvis var den största anledningen till att det fungerade att minska fosfor i vattnet. De få fallen där muddring har lyckats har varit i små, grunda sjöar med platta botten och i dagvattendammar. Flaten liknar Trummen, båda är små, grunda sjöar där muddring har visats att fungerar i några fall om den har utformats ordentligt.

##### 4.3.2.1 Potentiella risker av muddring

Vid hydraulisk muddring skulle stora delar av bottenfaunasamhället försvinna och det är oklart hur lång tid det skulle ta för återkolonisering. Akvatiska växter skulle också minskas kraftigt, dessa är viktiga för fisk och andra arter i sjöar och för att stabilisera sedimentet, vilket minskar sedimentomblandning. Akvatiska växter försvann i Trummen (Växjö) efter

muddring och hade svårt att återetablera sig i flera decennier, därför har kommunen börjat med återplantering av akvatiska växter.

Eftersom ytsedimentet innehåller mest vatten (medelvärde 93 % vatten i de översta 30 cm, 95,6 % i de översta 10 cm) kan det vara svårt att praktiskt få upp sedimentet ordentligt ur sjön. Så snart man har grävt eller sugit bort sediment, börjar spåret att fyllas med sediment från sidorna. Denna effekt har visats i en studie som gjordes i delstaten Washington (USA). Direkt efter muddring var fosforkoncentrationen mindre i muddringsspåret, men efter det fylldes på med sediment från sidorna blev koncentrationer av fosfor de samma (eller lite högre) jämfört med där muddring inte gjordes. Det går att simulera den här processen med en skål filmjök som innehåller ca 88 % vatten. Så snart man gör ett spår, fylls det spåret omedelbart från sidorna. Utformning av ett muddringprojekt måste ta hänsyn till detta, annars är risken stor att en stor del av näringsrik sediment kommer att lämnas kvar. För att minimera förflyttning av icke muddrade sedimentmassor kan man exempelvis börja muddringen vid de grundare delarna av sjön och jobba sig gradvis i cirklar in mot mitten av sjön där det är som djupas och även i den riktning som sedimentet kommer att röra sig under arbetets gång.

#### 4.3.2.2 Kostnadsuppskattning av hydraulisk muddring

Parametrar som påverkar kostnader för muddring i sjöar är möjligheten att avvattna och återanvända massor som förutom markanvändning i sjöns direkta närhet påverkas av föroreningsinnehållet i sedimentet. Vid en eventuell muddring av sedimenten i Flaten behöver massorna först avvattnas för att minska volymen. Ytor för detta är knappa kring Flaten. Vattnet behöver då renas från både näringsämnen och föroreningar för att inte förorena sjön igen. Vad massorna sedan kan användas till beror på halterna av miljögifter och den organiska halten. Fosfor är en ändlig resurs som bör återcirkuleras om möjlighet finns. Transporter och efterfrågan kan begränsa kvittblivningen. Vid sluttäckning av deponier är det generellt massor som har lägre halter än gränsen för känslig markanvändning (KM) som brukar användas.

Proverna från Flaten överstiger för många ämnen KM. Vid anläggningsarbeten bör massor med högt organiskt innehåll heller inte användas. Organisk halt var i dessa prover i medel 18 %, vilket är högt i anläggningsändamål, det kommer att begränsa användningsområdet för massorna. Klassningen mindre än ringa risk har Naturvårdsverket tagit fram för att underlätta hanteringen för miljökontorens bedömning av hur massor får användas. Massor som understiger denna halt kan återanvändas utan särskilt godkännande från tillsynsmyndighet. Således krävs anmälan som behöver prövas före återanvändning av massorna från Flaten kan ske.

För att kunna sprida massorna på åkermark eller i skogsmark behöver särskilt tillstånd sökas. Revaq har tagit fram ett certifieringssystem för spridning av slam från reningsverk på åkermark, i det systemet ingår enbart halter av metaller av de ämnen som är aktuella för Flaten. Enbart halterna av bly och zink i punkt S4 vid utloppet överskrider Revaqs gränsvärden. Om halterna av oljeföroreningar och PAH:er kommer tas emot av lantbrukare samt tillåtas vid spridning på åkermark är tveksamt då de överskrider känslig markanvändning.

Utredningen visar inte på någon konkret lösning för möjlig kvittblivning av muddermassorna då möjligheterna i närområdet bedöms begränsade av bebyggelse och de föroreningar som finns i sedimenten. Således kommer kvittblivningen av muddermassorna behöva godkännas av tillsynsmyndigheter och troligen bli kostnadskrävande vid eventuell muddring.

För att uppskatta kostnaden för traditionellt hydraulisk muddring antogs ett medelmuddringsdjup på 30 cm över hela sjön, vilket ger 84 000 m<sup>3</sup> vått sediment eller 8 625 m<sup>3</sup> sediment efter avvattning (från ca 4 % till 35 % torrsubstans). Vid antagande att massorna (efter avvattning) måste deponeras skulle kostnaden bli mellan 6,5 och 9,7 miljoner kronor (750 kronor/m<sup>3</sup>, deponi på land, VISS). Därutöver krävs ansökan om tillstånd för vattenverksamhet.

#### 4.3.3 Reduktionsfiske

Det finns ingen information om hur fiskbestånden i Flaten ser ut varför ett provfiske i sjön vore värdefullt.

Om provfisket visar på stora mängder vitfisk kan reduktionsfiske vara en bidragande åtgärd för att minska övergödningens problemen. Reduktionsfiske innebär att man balanserar näringskedjan genom att reducera mängden vitfisk, t ex karp, som bidrar till övergödning i sjön. Bottenlevande fiskar ökar överföringen av näringsämnen från sedimentet via ekskrement och fysiska störningar av sedimentet (Huser et al. 2016b, 2021). Avlägsnandet av dessa arter har därför visat sig förbättra vattenkvalitet (Huser och Bartles 2015, Huser et al. 2021). Om rovfisk, t ex gös, abborre och gädda, fångas i reduktionsfisket släpps de tillbaka i sjön. Fångad vitfisk kan användas till exempel för produktion av biogas men även som livsmedel och djurfoder.

Fördelarna med denna metod är en jämförelsevis låg kostnad och ett förbättrat/återställt fisksamhälle men utan att åtgärda det underliggande problemet med fosforbelastning från externa källor och de läckande sedimenten kommer dock internbelastningen av fosfor att fortsätta. Det har också visats att bottenlevande fiskarter skulle kunna minska effektiviteten (eller öka kostnaden) av metoder som minskar internbelastning (Huser et al. 2016c) p.g.a. en ökning av det aktiva sedimentdjupet och tillgänglighet av fosfor i sedimentet. Därför är det bra att kombinera reduktionsfisket med sedimentbehandling om det finns obalans i fiskpopulationen.

Det är oklart om det finns många eller stora individer av bottenlevande fisk i Flaten, och därför är första steget att undersöka fiskpopulationen med hjälp av ett standardiserat provfiske. Ett standardiserat provfiske ger svar på bestånd och artfördelning. Kostnad för ett provfiske beräknas till ca 100 000 kr utifrån en ansträngning med 8 bottennät under en natt. Eftersom det är osäkert hur fiskpopulationen ser ut och om reduktionsfiske behövs kan inte kostnaden för reduktionsfisket uppskattas i nuläge utan behöver utredas längre fram då kostnaden beror mycket på andelen vitfisk i sjön.

#### 4.4 Åtgärder för vattenväxter och övervakning

Undervattensväxter är viktiga för ekologin i sjön för bland annat fiskrekrytering och som gömställen för småfisk, men även som föda till fåglar och bottenfauna. I Flaten dominerar näckrosor som skuggar så att andra växter på många ställen har svårt att etablera sig. Siktdjupet begränsar också etablering av undervattensväxter, men det är inte så dåligt att det enbart kan förklara varför inte fler arter finns i sjön. Vid en eventuell behandling av sedimenten mot internbelastningen bör siktdjupet öka och fler arter av vattenväxter kan gynnas. De kan komma att upplevas störande vid bad, men gynnar sjöns ekosystem. För att främja sjöns långsiktiga utveckling ur en ekologisk synpunkt så är det alltså bättre med fler arter av vattenväxter och gärna undervattensväxter. Detta kan alltså stå i konflikt med vad människan vill använda sjön till.

Näckrosor kan växa på djup ner till 3 m vilket teoretiskt skulle innebära att de kan täcka hela Flatens yta eftersom maxdjupet är under 3 m. Om det är möjligt utifrån övriga

förhållanden i sjön är svårt att bedöma. Utbredningen påverkas även av vindar och strömmar. Det finns inte dokumenterat hur snabbt utbredningen av bestånden av gul näckros har ökat. Klagomål har kommit in på att de breder ut sig i sjön. Nuvarande utbredning av näckrosor bedöms inte som något problem ur ekologisk synvinkel. Skulle näckrosorna klippas bort finns inga andra arter kvar och sjön blir artfattigare och får färre biotoper. Det är därmed bäst att avvakta övriga åtgärder innan omfattande klippning av näckrosor sätts in. Det är inga problem att klippa mindre områden så som redan har gjorts.

Eftersom det finns risk att näckrosorna breder ut sig längre ut i sjön bör utvecklingen ändå följas. Inventering kan ske med båt eller jämföra med ortofoton som tas av lantmäteriet årligen. Drönare kan också vara effektivt sätt att få en överblick över bestånden med. Beroende på kommande beslut om andra åtgärder kan det därför vara en fördel att klippa bestånden om de visar sig att de breder ut sig ytterligare. Dels för rekreationens skull, dels för att underlätta för framtida etablering av undervattensväxter som kan gynna sjöns ekologi.

För att minska näckrosornas utbredning krävs att klippning sker flera gånger per år och innan de fröar av sig. Näckrosor har rejäla rötter där energi lagras från år till år. När rötterna dör kan även sedimentet grulnas upp till följd av ökad omblandning.

För klippning av näckrosor kan aggregat för vassklippare användas, som kan köpas in för 15 000-60 000 kr. Därutöver tillkommer kostnader för personal. Tidsåtgången beror på val av maskin men ca 80 m per minut är möjligt. Vid klippning bör näckrosbladen samlas upp igen för att inte tära på syreförbrukningen i sjön. Klippningen behöver genomföras flera gånger per år under växtsäsongen för att minska utbredningen av näckrosorna. En entreprenör anger en kostnad för klippning av näckrosor till knappt 15 000 kr inkl moms, beräknad på etableringskostnad och 8 timmars arbete samt uppsamling av växtdelar. En annan entreprenör anger motsvarande för vassklippning (vilket kan antas genomföras till samma kostnad) för drygt 15 000 kr.

Om ingen etablering sker spontant av vattenväxter kan det även bli aktuellt med inplantering av undervattensväxter som tex inhemska natearter (*Potamogeton sp*). Kostnaden för detta är inte beräknad.

## 4.5 Åtgärder mot externbelastning

Utredning av externbelastning och förslag till åtgärder mot extern belastning ingår inte i denna rapport men har tagits fram i tidigare rapporter om sjön Flaten. Rapport om underlag till lokalt åtgärdsprogram för Uttran föreslår bland annat en dagvattendamm vid Nytorp/Fruängen (WRS, 2020). Den skulle minska fosfortillförseln till sjön med ca 7 kg P/år. Det finns ytterligare två förslag till åtgärdsytor för till exempel dagvattendamm alternativt våtmark i rapporten från Yoldia som undersökte tillflöden till Flaten (Yoldia, 2017). Övriga åtgärder som föreslås i rapporten från Yoldia och WRS är sandfilter i dagvattensystem, åtgärd av läckor i spillvattenledningar, inventering och åtgärd av enskilda avloppsanläggningar samt lokalt omhändertagande av dagvatten så långt det går. För mer läsning om åtgärder mot externbelastning hänvisas till dessa rapporter.

## 4.6 Övervakning av fosforhalter i vatten

Just nu finns det inget sätt att kunna jämföra extern- och internbelastning och deras påverkan på fosforhalter i sjön. I de tidigare studierna (Yoldia, 2017 och WRS, 2020) provtogs tillflödena samt utloppet men vattenflöde uppmättes bara i Flatenån. Inga vattenprover togs från sjön i samband med utredningarna. Det finns enbart enstaka värden för fosfor i sjön från de olika åren. Utan uppgift om vattenflödet i de tillrinnande



vattendragen och i utloppet samt koncentrationer av fosfor i sjön under samma tidsperiod, är det omöjligt att skapa en massbalans (eller dynamisk) modell och för att kunna beräkna mängden intern- och externbelastning.

Vi har uppskattat internbelastningen med ett labbförsök, men förhållandena i sjön kan vara annorlunda och ändrar sig under året, vilket tyder på att försöket kan under- eller överskatta internbelastningen. Värdena från inkuberingsförsöket är fortfarande värdefulla eftersom de ger en skala på vad som är rimligt när det gäller internbelastningshastighet. Sedimentstudien kan också användas för att kunna utforma åtgärder för att minska internbelastning i framtiden.

För att säkerställa de mängderna av fosfor som kommer från både intern- och särskilt externbelastningen, behövs övervakning av fosfor- och syrehalter i sjön och inloppen samt utloppet under ett till två år (förutom när sjön är isbelagd) inklusive flödesmätning i vattendragen. Dessa data kan användas för att beräkna alla källor av fosfor till sjön (massbalans modell) och, om en dynamisk modellering görs, köra åtgärdsscenarioer för att kunna bedöma effekten av olika åtgärder på fosforhalterna i sjön. Nytt övervakningsdata kan också användas för att utvärdera effekten av åtgärder som har gjorts i avrinningsområdet hittills.

Utan en massbalans modell finns det en risk att fel eller otillräckliga åtgärder tillämpas och det är möjligt att pengar slösas bort. Det finns också risk att åtgärder för att minska internbelastning sker innan externbelastningen har minskats tillräckligt mycket, och då förkortas livslängden av åtgärderna på grund av att externbelastningen fortfarande är förhöjd.

Kostnad för ett övervakningsprogram vid inflöden, utloppet och sjön beräknas till ca 90 000 kr per år utifrån provtagning och analys av fosfor och syre och mätning av flöde varannan vecka under mars – oktober. Utöver det tillkommer utvärdering.

## 5 Föreslagna åtgärder

Följande åtgärder rekommenderas för att minska fosforhalten och förbättra vattenkvaliteten i Flaten. Minskning av näringsämnen i både tillrinnande vattendrag och interna källor i sjön måste göras för att lyckas med restaurering av Flaten, dessa beskrivs nedan tillsammans med kompletterande övervakning.

### 5.1 Åtgärder mot externbelastning

På grund av att den externa belastningen av näringsämnen bidrar till höga halter av fosfor i vattenfasen i Flaten bör åtgärdsarbetet fokuseras där först. Detta för att förbättra vattenkvaliteten och för att öka livslängden av åtgärder som genomförs för att minska internbelastning av fosfor från sediment. En stor del av fosfor som transporteras till sjöar lagras i sedimenten. Om externbelastningen förblir förhöjd när åtgärder mot internbelastning genomförs kommer internbelastning att komma tillbaka.

### 5.2 Övervakning av fosforhalter i vatten

För att undvika att fel eller otillräckliga åtgärder tillämpas rekommenderas övervakning av fosforhalter i sjön samt in- och utlopp under ett till två år. Ny övervakningsdata kan också användas för att utvärdera effekten av åtgärder som har gjorts i avrinningsområdet hittills.

### 5.3 Åtgärd mot internbelastning – aluminiumbehandling av sjön

När halter från tillflöden efter genomförda åtgärder mot extern belastning visar på tillfredsställande resultat men sjöns näringsämnestillstånd inte förbättrats i tillräcklig omfattning rekommenderas aluminiumbehandling av sjöns sediment för att minska interbelastningen och därmed minska algbloomning och risk för syrebrist (och fiskdöd) på grund av nedbrytning av alger vid höga temperaturer.

Fastläggning av fosfor i sediment är en väl beprövad metod som troligtvis är det mest kostnadseffektiva valet när det gäller minskning av internbelastning av fosfor i Flaten. Om aluminiumfällning väljs, rekommenderar vi att sedimentbehandling görs.

### 5.4 Åtgärder för fiskpopulation

Provfiske behöver genomföras för att få en bild av fiskbeståndets sammansättning. Eftersom karpfiskar ökar internbelastningen i sjöar och orsakar andra problem, bör fisksamhället undersökas för att bedöma om reduktionsfiske behövs för att återställa fisksamhället.

### 5.5 Övervakning av vattenväxter

Det är bra att följa upp om utbredningen av näckrosor ökar eller minskar. Det kan man antingen göra genom att ro runt sjön och mäta in näckrosbältena eller jämföra med ortofoton som uppdateras vartannat år. Klippning kan ske om de breder ut sig för att förhindra att sjön förblir artfattig (för att de hämmar etablering av andra arter) och förhindrar friluftaktiviteter.

### 5.6 Sammanställning av föreslagna åtgärder och övervakning samt tidsplan

Av de föreslagna åtgärderna behöver först åtgärder mot extern belastning av näringsämnen fortsätta samtidigt som övervakning av fosforhalter i tillflöden och i sjön samt övervakning av vattenväxtutbredning sker (Tabell 8). När halterna till sjön är på en gynnsam nivå kan aluminiumbehandling av sediment genomföras. Provfiske kan genomföras inför aluminiumbehandling och/eller efter för att se om behov av utfiskning finns. Övervakning av vattenväxtutbredning bör följas under hela processen. Fosforhalter i sjön och tillflöden bör följas.

I Tabell 9 listas de föreslagna åtgärderna samt kostnadsuppskattningar.

*Tabell 8. Åtgärderna och övervakningen föreslås genomföras i tre steg där vissa delar kan överlappa.*

Steg 1	Steg 2	Steg 3
Åtgärder mot externbelastning		
Övervakning av fosforhalter	Övervakning av fosforhalter	Övervakning av fosforhalter
Övervakning av vattenväxtutbredning	Övervakning av vattenväxtutbredning	Övervakning av vattenväxtutbredning
	Aluminiumbehandling av sediment	
	Provfiske	Beslut om behov av utfiskning
	Ev klippning vattenväxter	

Tabell 9. Sammanställning av föreslagna åtgärder, övervakning och kostnadsuppskattningar.

Åtgärd/Övervakning	Problem	Effekt	Kostnad SEK	Kommentar
Åtgärd mot extern belastning	Förhöjd extern belastning av näringsämnen	Minskad övergödning och minskad syrebrist		Behandlas inte i utredningen, se tidigare rapporter
Övervakning av fosforhalter i tillflöden och i sjön	Förhöjd extern och intern belastning av näringsämnen	Rätta och tillräckliga åtgärder mot övergödning	90 000 per år	Visar när externa belastningen inte tillför alltför mycket för att åtgärd mot internbelastning ska ha effekt
Aluminiumbehandling av sediment	Internbelastning	Minskad övergödning och minskad syrebrist	2,79 miljoner	
Övervakning vattenväxtutbredning	Igenväxning	Rätta och tillräckliga åtgärder mot övergödning	<50 000 per gång	Beroende på om enbart tolkning av ortofoto eller fältbesök
Eventuell klippning av näckrosor	Igenväxning	Förbättrad biologisk mångfald och friluftsliv	50 000 per år	
Provfiske	Övergödning	Rätta och tillräckliga åtgärder mot övergödning	100 000	Utifrån resultat tas beslut om eventuell utfiskning

## 6 Referenser

- Agstam-Norlin O, Lannergård EE, Futter MN, Huser BJ. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. *Water Res.* 185:116150.
- Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Rydin, E., Futter, M. N., & Huser, B. J. 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration. *Water Research*, 200, 117267.
- Biddanda, B., 2005. Respiration in aquatic ecosystems. Edited by del giorgio p. A. And williams p. J. Le b. Oxford university press, 2005, 315 pp.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and Nichols, S.A., 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs, CRC Press, Boca Raton.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018. Metaller och miljögifter - Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment, Kunskapssammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet rapport 2018:31.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015. Makrofyter i sjöar, version 3:0, 2015-06-26.
- Granéli, W. 1978. Sediment oxygen uptake in south Swedish lakes. *Oikos*, 7-16.
- Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat Sci.* 57(4):305-324.
- Huser B, Brezonik P, Newman R. 2011. Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. *Lake Reserv Manage.* 27(3):220-228.
- Huser B, Bartels P. 2015. Feeding Ecology of Carp. In: Pietsch C, Hirsch PE, editors. *Biology and Ecology of Carp*. CRC Press. p. 217-243.
- Huser, B., Löfgren, S. & Markensten, H. 2016a. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden – en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Institutionen för vatten och miljö, SLU rapport 2016:6, 55 sidor och bilaga.
- Huser B.J., Bajer P.G., Chizinski C.J., Sorensen P.W. 2016b. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia.* 763(1):23-33.
- Huser BJ, Egemose S, Harper H, Hupfer M, Jensen H, Pilgrim KM, Reitzel K, Rydin E, Futter M. 2016c. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Res.* 97:122-132.
- Huser BJ. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake Reserv Manage.* 33(2):143-151.
- Huser, BJ. 2021. Determination of background levels of internal phosphorus loading in Swedish lakes. EU Life project Integrated approach to mobilize resources for resilient ecosystems and rich waters in the Northern Baltic Sea river basin district: C11-Tools to combat internal phosphorus loading in lakes and coastal waters. Life15 project IPE SE 015.

Huser BJ, Bajer PG, Kittelson S, Christenson S, Menken K. 2021. Changes to water quality and sediment phosphorus forms in a shallow, eutrophic lake after removal of common carp (*Cyprinus carpio*). *Inland Waters*.1-14.

Huser, B.J., Witter, E. Malmaeus, M. 2021. Opublicerat arbetsmaterial/Sammanställning av internbelastningshastighet i sjöar i Sverige, EU Life Rich Waters projekt.

Håkanson L, Jansson M. 1983. *Principals of lake sedimentology*. Berlin: Springer-Verlag.

Kuster AC, Kuster AT, Huser BJ. 2020. A comparison of aluminum dosing methods for reducing sediment phosphorus release in lakes. *Journal of Environmental Management*. 261:110195.

Lürling, M., Waajen, G. and van Oosterhout, F., 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Res* 54, 78-88.

Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Rapport 2010:1.

Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie Supplement*. 30:98-103.

Sas, H., 1990. Lake restoration by reduction of nutrient loading - expectations, experiences, extrapolations. *Int Ver Theor Angew* 24, 247-251.

Schütz, J., E. Rydin, and B.J. Huser 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.

Yoldia, 2000. Åtgärdsprogram sjön Flaten i Salems kommun, Yoldia Environmental Consulting AB.

Yoldia, 2017. Projekt Flaten och Uttran, Provtagningar december 2015-november 2016 och förslag på reningsanläggningar, Yoldia Environmental Consulting AB.

Water Revival Systems AB, 2020. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Uttran, Salems kommun. Water Revival Systems AB.

Bilaga 1. Organiska miljögifter analyserade i sediment från Flaten. Halter jämförda med olika bedömningsgrunder.

PARAMETER	ENHET	BEDÖMNINGSGRUNDER					MKN	Kanada			Holland	PROVER								
		Klass 1 <sup>1</sup>	Klass 2 <sup>1</sup>	Klass 3 <sup>1</sup>	Klass 4 <sup>1</sup>	Klass 5 <sup>1</sup>		QS <sup>2</sup>	QS Ind. <sup>2</sup>	ISQG <sup>6</sup>		PEL <sup>6</sup>	MPC <sup>7</sup>	S1 0-10 cm	S1 10-20 cm	S1 30+	S3 0-10 cm	S3 10-20 cm	S3 30+	S4 0-10 cm
Torrsubstans vid 105°C	%											4,78	6,31	10,1	4,49	6,54	11,4	5,71	6,74	10,8
naftalen	mg/kg TS		<0,0049	0,0049-0,019	0,019-0,063	>0,063		0,138 <sup>3</sup>	0,0346	0,391	0,12	<0,056	<0,035	<0,020	<0,051	<0,030	<0,010	0,026	0,025	0,02
acenaftylen	mg/kg TS								0,00587	0,128		<0,056	<0,011	<0,010	<0,051	<0,011	<0,010	<0,011	<0,010	<0,010
acenaften	mg/kg TS			<0,0055	0,0055-0,033	>0,033			0,00671	0,0889		<0,056	<0,011	<0,010	<0,051	<0,011	<0,010	<0,011	<0,010	<0,010
fluoren	mg/kg TS		<0,002	0,002-0,0094	0,0094-0,035	>0,035			0,0212	0,144		<0,056	<0,011	<0,010	<0,051	<0,011	<0,010	0,02	0,014	0,013
fenantren	mg/kg TS	<0,007	0,07-0,017	0,017-0,05	0,05-0,15	>0,15			0,0419	0,515	3,3	0,088	0,099	0,019	0,086	0,103	0,022	0,119	0,136	0,342
antracen	mg/kg TS	<0,001	0,001-0,0031	0,0031-0,011	0,011-0,045	>0,045	0,024 <sup>3</sup>		0,0469	0,245	0,039	<0,056	0,011	<0,010	<0,051	0,014	<0,010	<0,011	<0,010	0,013
fluoranten	mg/kg TS	<0,018	0,018-0,045	0,045-0,14	0,14-0,39	>0,39	2 <sup>3</sup>		0,111	2,355	1	0,317	0,355	0,097	0,292	0,439	0,075	0,387	0,515	0,607
pyren	mg/kg TS	<0,012	0,012-0,03	0,03-0,1	0,1-0,38	>0,38			0,053	0,875		0,251	0,279	0,078	0,233	0,357	0,055	0,323	0,419	0,466
bens(a)antracen	mg/kg TS	<0,0075	0,0075-0,019	0,019-0,062	0,062-0,18	>0,18			0,0317	0,385	0,49	0,134	0,128	0,025	0,128	0,151	0,02	0,172	0,178	0,169
krysen	mg/kg TS	<0,011	0,011-0,026	0,026-0,067	0,067-0,2	>0,2			0,0571	0,862	8,1	0,126	0,13	0,026	0,122	0,154	0,02	0,178	0,172	0,167
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	<0,032	0,032-0,069	0,069-0,2	0,2-0,44	>0,44	0,071 <sup>3</sup>					0,22	0,227	0,068	0,232	0,317	0,056	0,304	0,371	0,312
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	<0,011	0,011-0,028	0,028-0,079	0,079-0,18	>0,18	0,068 <sup>3</sup>				0,38	0,098	0,081	0,022	0,091	0,117	0,02	0,112	0,144	0,113
bens(a)pyren	mg/kg TS	<0,012	0,012-0,031	0,031-0,099	0,099-0,24	>0,24	0,092 <sup>3</sup>	0,0319	0,782	0,19		0,085	0,12	0,02	0,112	0,155	0,018	0,156	0,192	0,148
dibens(a,h)antracen	mg/kg TS	<0,0044	0,0044-0,0089	0,0089-0,027	0,027-0,079	>0,079		0,00622	0,135			<0,056	0,026	<0,010	<0,051	0,026	<0,010	<0,011	0,035	0,025
bens(g,h,i)perylene	mg/kg TS	<0,022	0,022-0,062	0,062-0,18	0,18-0,4	>0,4					0,57	0,162	0,166	0,061	0,156	0,226	0,045	0,213	0,251	0,185
indeno(1,2,3,cd)pyren	mg/kg TS	<0,024	0,024-0,076	0,076-0,22	0,22-0,53	>0,53					0,031	0,134	0,167	0,055	0,16	0,219	0,049	0,198	0,241	0,2
summa PAH 16	mg/kg TS											1,62	1,79	0,471	1,61	2,28	0,38	2,21	2,69	2,78
Summa PAH 11 <sup>4</sup>	mg/kg TS	<0,170	0,170-0,440	0,44-1,2	1,2-2,8	>2,8						1,615	1,763	0,471	1,612	2,252	0,38	2,162	2,619	2,722
Summa PAH 15 <sup>5</sup>	mg/kg TS	<0,250	0,250-0,440	0,44-1,2	1,2-4,7	>4,7						1,615	1,789	0,471	1,612	2,278	0,38	2,208	2,693	2,78
summa cancerogena PAH	mg/kg TS											0,797	0,879	0,216	0,845	1,14	0,183	1,12	1,33	1,13
summa övriga PAH	mg/kg TS											0,818	0,91	0,255	0,767	1,14	0,197	1,09	1,36	1,65
summa PAH L	mg/kg TS											<0,0840	<0,0285	<0,0200	<0,0765	<0,0260	<0,0150	0,026	0,025	0,02
summa PAH M	mg/kg TS	<0,057	0,057-0,110	0,11-0,32	0,32-1,7	>1,7						0,656	0,744	0,194	0,611	0,913	0,152	0,849	1,08	1,44
summa PAH H	mg/kg TS	<0,180	0,180-0,320	0,32-0,94	0,94-2,6	>2,6						0,959	1,04	0,277	1	1,36	0,228	1,33	1,58	1,32

<sup>1</sup>Tillståndsbaserade bedömningsgrunder, marina sediment, Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999)

<sup>2</sup>Effektbaserade bedömningsgrunder (QS) och indikativa värden (QS Ind.), Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31 (2018).

<sup>3</sup>Normaliserat till 5% TOC

<sup>4</sup>Summan av fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, bens(ghi)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren

<sup>5</sup>Summan av PAH 11 plus naftalen, acenaften, fluoren och dibens(ah)antracen

<sup>6</sup>Tröskelvärden där negativa effekter på miljön förväntas i olika grader, CCME, Sediment Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life.

<sup>7</sup>Högsta tillåtna koncentration (MPC) för individuella PAH i sediment, Holländska miljöministeriets miljökvalitetsstandard (EQS).



Bilaga 2. Metaller analyserade i sediment från Flaten. Halter jämförda med olika bedömningsgrunder.

PARAMETER	ENHET	BEDÖMNINGSGRUNDER					MKN	Kanada		Holland	PROVER									
		Klass 1 <sup>1</sup>	Klass 2 <sup>1</sup>	Klass 3 <sup>1</sup>	Klass 4 <sup>1</sup>	Klass 5 <sup>1</sup>		QS <sup>2</sup>	QS Ind. <sup>2</sup>		ISQG <sup>4</sup>	PEL <sup>4</sup>	MPA <sup>5</sup>	S1 0-10 cm	S1 10-20 cm	S1 30+	S3 0-10 cm	S3 10-20 cm	S3 30+	S4 0-10 cm
Torrsubstans vid 105°C	%										4,78	6,31	10,1	4,49	6,54	11,4	5,71	6,74	10,8	
As, arsenik	mg/kg TS	<5	5-10	10-30	30-150	>150			5,9	17	160	4,13	5,97	4,85	4,75	6,14	4,61	5,13	7,23	5,34
Cd, kadmium	mg/kg TS	<0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35	2,3		0,6	3,5	29	1,39	1,64	0,72	1,37	1,59	0,654	1,17	1,74	1,26
Co, kobolt	mg/kg TS										12	13,9	15,2	13,3	13,6	15,1	13,9	13,1	15	13,7
Cr, krom	mg/kg TS	<10	10-20	20-100	100-500	>500			37,3	90	1700	32,8	35,9	40,7	33,9	38,2	42,2	33,4	37,5	40,6
Cu, koppar	mg/kg TS	<15	15-25	25-100	100-500	>500	36 <sup>3</sup>		35,7	197	36	77,8	77,6	40,3	76,4	71	36,7	78,6	80,2	48,4
Hg, kvicksilver	mg/kg TS	<0,15	0,15-0,3	0,3-1	1,0-5	>5		9,3	0,17	0,486	26	0,254	0,275	0,0957	0,255	0,271	0,0852	0,205	0,25	0,228
Ni, nickel	mg/kg TS	<5	5-15	15-50	50-250	>250					10	39,7	43,1	36,2	40,4	44,4	34,3	38,8	43,1	36
Pb, bly	mg/kg TS	<50	50-150	150-400	400-2000	>2000	130		35	91,3	4500	66,4	76,9	38,5	67,7	74,4	36,3	69,2	94,8	75,2
V, vanadin	mg/kg TS											35,5	39,5	46,8	36,9	43,7	52,5	38,7	47,3	47,8
Zn, zink	mg/kg TS	<150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000			123	315	530	471	523	195	468	526	161	449	544	1340

<sup>1</sup>Naturvårdsverkets rapport 4913 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag

<sup>2</sup>Effektbaserade bedömningsgrunder (QS) och indikativa värden (QS Ind.), Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31 (2018).

<sup>3</sup>Normaliserat till 5% TOC

<sup>4</sup>Tröskelvärden där negativa effekter på miljön förväntas i olika grader, CCME, Sediment Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life.

<sup>5</sup>Högsta tillåtna halter av metaller, Maximum Permitted Addition, Miljödirektoratet

Bilaga 3. PAH:er, metaller och PCB analyserade i sediment från Flaten. Halter jämförda med olika bedömningsgrunder.

Provpunkt	Enhet	MRR <sup>1</sup>	KM <sup>2</sup>	MKM <sup>3</sup>	FA <sup>4</sup>	S1 0-10 cm	S1 10-20 cm	S1 30+	S3 0-10 cm	S3 10-20 cm	S3 30+	S4 0-10 cm	S4 10-20 cm	S4 30+
Provtagningsdatum						2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12	2021-04-12
Torrsubstans, TS	%					4,78	6,31	10,1	4,49	6,54	11,4	5,71	6,74	10,8
<b>PAH</b>														
PAH-L	mg/kg TS	0,6	3	15	1000	<0.0840	<0.0285	<0.0200	<0.0765	<0.0260	<0.0150	0,026	0,025	0,02
PAH-M	mg/kg TS	2	3,5	20	1000	0,656	0,744	0,194	0,611	0,913	0,152	0,849	1,08	1,44
PAH-H	mg/kg TS	0,5	1	10	50	0,959	1,04	0,277	1	1,36	0,228	1,33	1,58	1,32
PAH, cancerogena	mg/kg TS	-	-	-	100	0,797	0,879	0,216	0,845	1,14	0,183	1,12	1,33	1,13
PAH, övriga	mg/kg TS	-	-	-	1000	0,818	0,91	0,255	0,767	1,14	0,197	1,09	1,36	1,65
<b>Metaller</b>														
Arsenik As	mg/kg TS	10	10	25	1000	4,13	5,97	4,85	4,75	6,14	4,61	5,13	7,23	5,34
Kadmium Cd	mg/kg TS	0,2	0,8	12	1000	1,39	1,64	0,72	1,37	1,59	0,654	1,17	1,74	1,26
Kobolt Co	mg/kg TS	-	15	35	1000	13,9	15,2	13,3	13,6	15,1	13,9	13,1	15	13,7
Krom Cr, totalt	mg/kg TS	40	80	150	10000	32,8	35,9	40,7	33,9	38,2	42,2	33,4	37,5	40,6
Kvicksilver Hg	mg/kg TS	0,1	0,25	2,5	50	0,254	0,275	0,0957	0,255	0,271	0,0852	0,205	0,25	0,228
Koppar Cu	mg/kg TS	40	80	200	2500	77,8	77,6	40,3	76,4	71	36,7	78,6	80,2	48,4
Nickel Ni	mg/kg TS	35	40	120	1000	39,7	43,1	36,2	40,4	44,4	34,3	38,8	43,1	36
Bly Pb	mg/kg TS	20	50	400	2500	66,4	76,9	38,5	67,7	74,4	36,3	69,2	94,8	752
Vanadin V	mg/kg TS	-	100	200	10000	35,5	39,5	46,8	36,9	43,7	52,5	38,7	47,3	47,8
Zink Zn	mg/kg TS	120	250	500	2500	471	523	195	468	526	161	449	544	1340
<b>Övriga</b>														
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS	-	0,008	0,2	10	0,016	0,0369	<0.00230	-	-	-	-	-	-

1-MRR: Mindre än Ringa Risk. Naturvårdsverket, Återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Handbok 2010:1.  
 2-KM-Känslig Markanvändning. Naturvårdsverket, Riktvärden för förorenad mark, Rapport 5976, 2009 (uppdaterade riktvärden 2016).  
 3-MKM-Mindre Känslig Markanvändning. Naturvårdsverket, Riktvärden för förorenad mark, Rapport 5976, 2009 (uppdaterade riktvärden 2016).  
 4-FA-Farligt Avfall. Avfall Sverige, Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2019:01.