

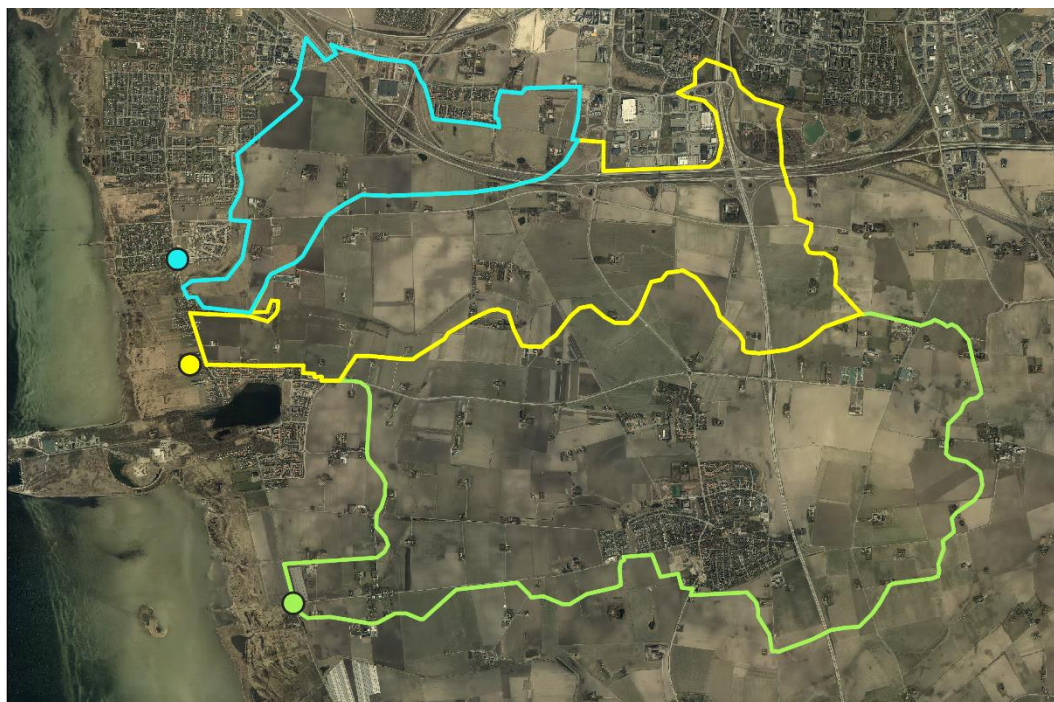
Rapport

Författare
Johanna Wallenius
Tel
010 505 46 47
Mobil
072 201 67 85
E-mail
Johanna.wallenius@afry.com

Datum
18/12/2020
Projekt ID
791186
Granskare
Claes Becker
Uppdragsledare
Sofi Nordfeldt

Kund
Malmö stad

Miljöövervakning i Malmös småbäckar



Innehållsförteckning

1	Inledning.....	3
1.1	Bakgrund.....	3
1.2	Syfte.....	3
1.3	Förutsättningar.....	4
1.4	Tidigare studier	5
1.5	Läshänvisning	5
2	Beskrivning av vattendragen	5
2.1	Övergripande	5
2.2	Tygelsjöbäcken.....	5
2.3	Bunkeflodiket	5
2.4	Skumparpsdiket.....	6
2.5	Kalinaån	6
3	Metodik.....	6
4	Analysparametrarnas innebörd	7
5	Utvärdering av parametrar.....	9
5.1	Vattenkemi och fysiologi	9
5.2	Näringsämnen	15
6	Arealspecifika förluster av näringsämnen	20
6.1	Metodik	20
6.2	Beräknad arealspecifik förlust	20
6.3	Uppmätta halter jämfört med SMHI	22
7	Förslag på användning av resultat och utvärdering av nuvarande mätprogram	23
7.1	Användning av resultat och data	23
8	Slutsats	24
9	Referenser.....	25

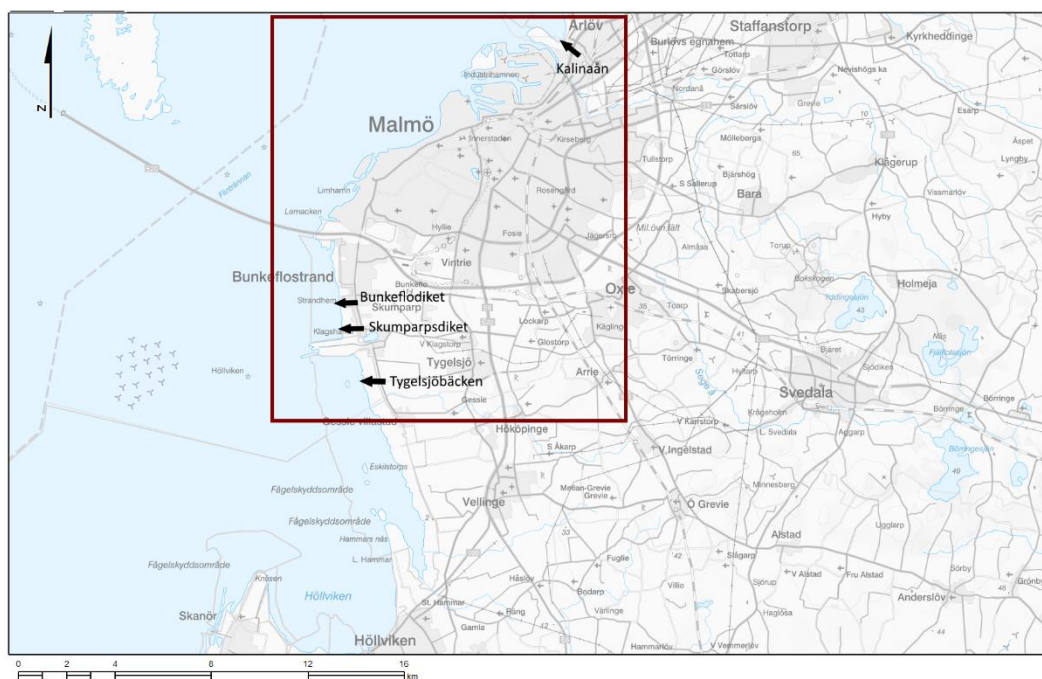
Bilagor

Bilaga 1.....	Kompletterande figurer till rapport
---------------	-------------------------------------

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Miljöförvaltningen i Malmö stad utför regelbundna mätningar av vattenkvaliteten i fyra vattendrag inom kommunen; Bunkeflodiket, Skumparpsdiket, Tygelsjöbäcken och Kalinaån. Vattendragen ligger söder och norr om Malmö stad och mynnar ut i Öresund, se Figur 1.1.



Figur 1.1. Bilden visar en översiktskarta över området för småvattnen i Malmö stad. Ungefärligt aktuellt område för vattendragens lokalisering är inringat med en röd rektangel och vattendragens ungefärliga punkt för utflöde är markerade med en svart pil för vardera vattendrag. Bakgrundskarta hämtad från VISS 2020-11-18.

Provtagning sker sex gånger per år i respektive vattendrag. I dagsläget redovisas resultaten från mätningarna i verktyget Miljöbarometern på Malmö stads hemsida som en del av uppföljningen av miljötillståndet i Malmös vatten, samt för att följa upp Malmö stads miljöprogram. Kväve- och fosforhalter redovisas som 3-års rullande medelvärde för Tygelsjöbäcken, Bunkeflodiket och Skumparpsdiket. Beräkningar av kväve- och fosfortransporten görs också och redovisas för dessa tre vattendrag.

Malmö stad vill se över möjligheten att få större användning av insamlad data samt att få en större spridning av informationen. En sammanställning av data mellan 1990 och 1999 har tidigare gjorts och Malmö stad önskar därför nu även genomföra en motsvarande sammanställning. AFRY har fått i uppdrag av Malmö stad att genomföra ovan.

1.2 Syfte

Syftet med rapporten är att:

- Redogöra för genomförd analys av tidsseriernas mätvärden med avseende på
 - totalkväve, nitrat + nitritkväve, totalfosfor, TOC
 - syrehalt, syremättnad, pH, alkanitet och turbiditet,
 - samt för ammoniumkväve och BOD för Kalinaån.

- Jämföra uppmätta värden och de modellerade värden som SMHI:s modeller kan leverera, med särskild fokus på om huruvida en eller flera parametrar kan ersättas med modellerade värden.
- Redogöra för om det finns behov av att genomföra förändringar i nuvarande programs utformning, med avseende på bl.a. lokaler, parametrar, tidsintervall och metod. Om behov finns ska konkreta förslag anges.

1.3 Förutsättningar

1.3.1 Tillgängligt underlag

Till grund för genomförd sammanställning och analys har data från miljöförvaltningens tidsserier för vattenkvalitetsanalyser använts. För alla vattendrag genomförs provtagning sex gånger per år. Provtagning har genomförts sedan 1990 i Bunkeflodiket och Tygelsjöbäcken, medan provtagningen startade 1995 i Skumparpsdiket och år 2000 i Kalinaån. Stationerna finns inlagda i VISS i övervakningsprogrammet *KÖ, Sydkuståar Malmö* (VISS, 2020), se figur nedan.



Figur 1.2. Bilden visar övervakningsstationerna som ingår i Malmö stads övervakningsprogram. På bilden syns övervakningsstationer för Kalinaån nedre och övre (blå romber), Bunkeflodiket (röd romb), Skumparpsdiket (grön romb) och Tygelsjöbäcken (svart romb). Bakgrundskarta hämtad från VISS 2020-12-01.

På samtliga lokaler provtas totalkväve, nitrat+nitritkväve, totalfosfor, TOC, syrehalt, syremättnad, pH, alkanitet och turbiditet. I Kalinaån provtas dessutom ammoniumkväve och BOD. Mätningarna i Kalinaån genomförs tillsammans med Burlövs kommun.

I tillgängligt dataunderlag finns även beräkningar av kväve- och fosfortransporten gjorda av Malmö stad med hjälp av flödesdata från SMHI:s modellberäkningar (SMHI, 2020). I SMHI:s modellberäkningar finns även näringsämnestransporten beräknad för Tygelsjöbäcken. Det finns en diskrepans mellan dessa värden och de uppmätta halterna från Malmö stads mätningar.

Utöver underlag från Malmö stad har information hämtats bland annat från SMHI och VISS. Använda referenser presenteras i avsnitt 9, Referenser.

1.4 Tidigare studier

En liknande analys utfördes för perioden 1990 – 1999 av ALcontrol Laboratories (ALcontrol Laboratories, 1999). Tidigare rapport har utgjort underlag för denna sammanställning och till viss del efterföljs tidigare metoder och riktvärden för att lättare kunna följa upp eventuell förändring.

1.5 Lëshänvisning

Avsnitt 2 - 4 ger en beskrivning av vattendragen, genomförd metodik och information om de analysparametrar som tillämpats.

I avsnitt 5 presenteras en jämförelse av årsmedelvärden och årsmedianvärden för alla ingående vattendrag. Mer ingående information om mätvärden för respektive vattendrag som har bedömts vara relevanta att lyfta fram finns i bilaga 1. I bilaga 1 finns även en jämförelse mellan mätvärden för Kalinaån uppströms och nedströms enligt tidigare beskrivning i avsnitt 3.

I avsnitt 5.15 presenteras en sammanställning för vattendragen gällande vattenkemi och fysiologi och i avsnitt 5.25.2 presenteras en sammanställning med avseende på näringsämnen. En analys av uppmätta värden finns i vardera stycke.

Bedömning av de arealspecifika förlusterna presenteras i avsnitt 6.

I avsnitt 7 och 8 ges förslag på hur datat kan användas samt slutsatserna utifrån genomförd sammanställning av data.

2 Beskrivning av vattendragen

2.1 Övergripande

Alla vattendragen utgörs av mindre småbäckar eller diken. Det rör sig således om mycket små vattendrag. Förändringar i speciellt Bunkeflodikets och Skumparpsdikets avrinningsområden har skett under 90-talet genom anläggandet av Yttre Ringvägen och anslutningen till Öresundsbron. I avrinningsområdet ingick dessförinnan (innan 1998) även delar av bostadsområdet norr om E20 (Malmö stad, 2020). Generellt har andelen åkermark minskat och andelen bebyggelse, vägar och järnvägar ökat något mellan åren 1995 och 2015. Uppgifter om avrinningsområdena kommer från Malmö stad.

2.2 Tygelsjöbäcken

Tygelsjöbäcken avvattnar cirka 1450 hektar varav cirka 78 procent av avrinningsområdet består av åkermark. Drygt 10 procent av avrinningsområdet består av bebyggelse och vägar, resterande del består av gårdsområde och natur. Utöver åkerdränering leds dagvatten från Tygelsjö och Klagstorp till bäcken. Tygelsjöbäcken är uträdd och till största del kulverterad. Bredden på bäcken varierar mellan 0,5 och 2 meter. Bäcken flyter fram relativt långsamt då det saknas nivåskillnader i området. Vattendjupet ligger mellan 0,2 och 0,6 meter. Botten domineras av småsten, lera och finsediment (ALcontrol Laboratories, 1999).

Tygelsjöbäckens utlopp ligger inom naturreservatet *Foteviksområdet* samt Natura 2000-områdena *Falsterbo-Foteviken* och *Tygelsjö-Gessie*. En bild över Tygelsjöbäckens avrinningsområde visas i Figur 2.1.

2.3 Bunkeflodiket

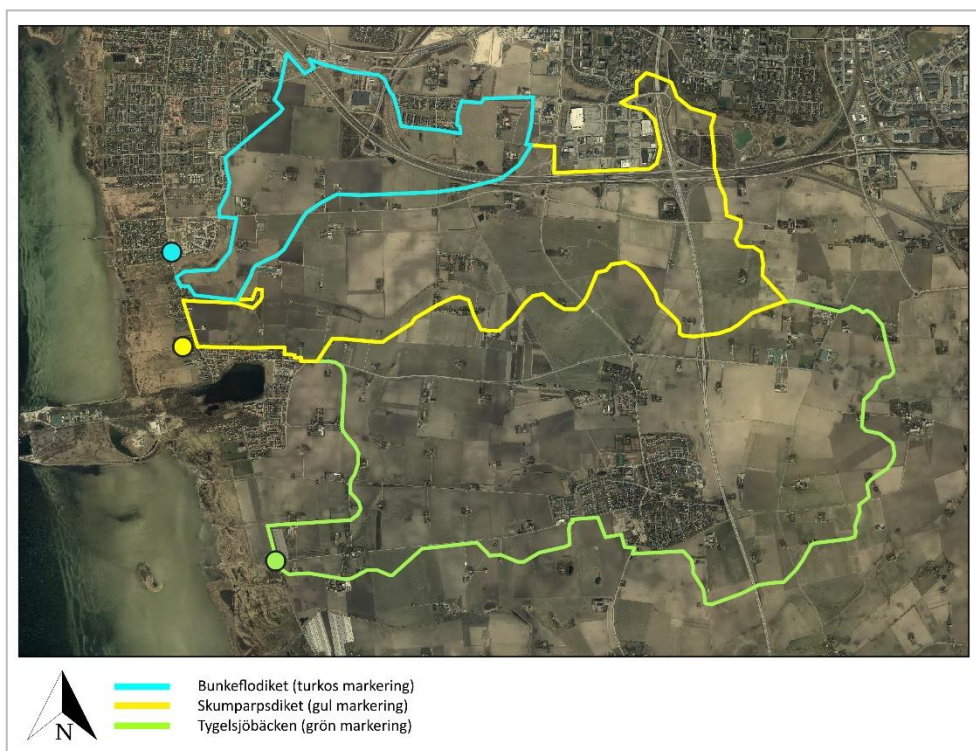
Bunkeflodiket har ett avrinningsområde på cirka 360 hektar. Avrinningsområdet består till cirka 60 procent av jordbruksmark och till cirka 26 procent av park/natur. Resterande del av avrinningsområdet består av vägar (däribland väg E20), järnväg, tätortsbebyggelse,

gårdssområde och vatten. Bunkeflodikets utlopp ligger inom naturreservatet *Bunkeflo strandängar*. En bild av Bunkeflodikets avrinningsområde visas i Figur 2.1.

2.4 Skumparpsdiket

Skumparpsdiket har ett avrinningsområde på cirka 790 hektar, varav cirka 77 procent av avrinningsområdet består av åkermark. Cirka 12 procent av avrinningsområdet består av park/natur och övrig mark består av tätortsbebyggelse, gårdssområden, järnväg och vägar. Diket är utträdat och till största del kulverterat (ALcontrol Laboratories, 1999).

Skumparpsdikets utlopp ligger inom naturreservatet *Bunkeflo strandängar*. Precis söder om utloppet ligger ett reningsverk. En översikt av Skumparpsdikets avrinningsområde visas i Figur 2.1.



Figur 2.1. Bilden visar det uppskattade avrinningsområden för Bunkeflodiket (turkos markering), Skumparpsdiket (gul markering) och Tygelsjöbäcken (grön markering). Prickarna visar övervakningsstationernas placering för Bunkeflodiket (turkos prick), Skumparpsdiket (gul prick) och Tygelsjöbäcken (grön prick). Flygbild från 2015. Bild framtagen av Malmö stad.

2.5 Kalinaån

Kalinaån mynnar vid Tågarps hed, norr om Malmö i den inre grunda delen av Lommabukten. Tidigare utgjorde ån en av Sege ås utloppsarmar men ån har på senare tid rätats och delvis delats av från Sege å, viss förbindelse finns dock kvar. I Kalinaån finns två mätstationer, Kalinaån uppströms och Kalinaån nedströms. Mellan dessa mätstationer ligger Nordic Sugar som använder vattnet från Kalinaån till kylvatten i sin produktion. Avrinningsområdet för Kalinaån består till stor del av bebyggelse och vägar. Från mätstationen uppströms är Kalinaån kulverterad fram till sitt utlopp i anslutning till Spillepengens fritidsområde. Nedre delen av Kalinaån utgör gräns mot Burlövs kommun, se Figur 1.1.

3 Metodik

Som underlag för rapporten har främst mätdata från Malmö stad använts, se avsnitt 1.3.1. Datat har till största del utgjorts av färdiga sammanställningar över mätvärden, varför

rådata ej har gått igenom. I dataserierna har uppenbara felinskrivningar justerats, t.ex. placering av kommatecken och justering av enhet. Vissa osäkerheter kvarstår dock där inrapporterad mätning skiljer sig markant från övriga mätvärden i serien.

I det fall värden under laboratoriets rapporteringsgräns har rapporterats har dessa värden justerats till nivån för rapporteringsgränsen. Detta påverkar främst analysen för BOD där uppskattningsvis cirka 50 procent av mätningarna påvisade nivåer under 3 mg/l. Dessa värden har i analysen justerats till 3 mg/l. Detta gör att halten BOD genomgående visas som något högre än den uppmätta.

I de flesta fall används årsmedelvärden för jämförelse. För alkalinitet redovisas värdena som årsmedianvärden då mätvärdena ligger i ungefär samma spann över året. Men då det förekommer vissa avvikande värden bedöms medianvärden ge en bättre bild av årsvärdet.

Tidpunkten för mätningar har varierat lite mellan olika år, men har genomförts vid ungefär samma månader (februari, april, juni, augusti, oktober och december). För att förenkla hanteringen av datat har samma månader angetts i de figurer som visas i bilaga 1, även om provtagning i vissa fall t.ex. har genomförts i mars istället för februari o.s.v.

Beskrivning av uträkning av arealspecifika förluster beskrivs i avsnitt 6.

För Kalinaån har en jämförelse gjorts mellan uppmätta värden för Kalinaån nedströms och uppströms. I de flesta fall överensstämmer dessa värden. Viss skillnad finns dock med avseende på bl.a. temperatur. I jämförelse mellan vattendragen har därför värden från mätstationen Kalinaån uppströms använts. En jämförelse mellan stationernas mätvärden i Kalinaån finns i bilaga 1.

Halten ammoniak, uttryckt som ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$), har beräknats utifrån halt ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), temperatur och pH genom nedan formel (HaV, 2019):

$$\text{Halt } \text{NH}_3\text{-N} = \text{fraktion } \text{NH}_3\text{-N} \times \text{halt } \text{NH}_4\text{-N}$$

$$\text{Fraktion } \text{NH}_3\text{-N} = 1 / (10^{(pKa-pH)} + 1)$$

$$pKa = 0,0901821 + 2729,92 / (T + 273,15)$$

4 Analysparametrarnas innebörd

Till grund för analys av uppmätta parametrar har klassgränser hämtats från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Rapporten och bedömningsgrunderna är inte längre gällande utan har ersatts av Havs- och vattenmyndighetens (HaV) bedömningsgrunder för klassificering av ytvattenstatus enligt föreskrift om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV, 2019). HaV:s bedömningsgrunder gäller dock klassificering av ytvatten som utifrån bland annat storlekskriterier beslutats vara vattenförekomster. Då vattendragen som ingår i denna sammanställning inte är vattenförekomster är inte heller metodiken i bedömningsgrunderna avsedda för dem. Klassning av totalfosfor kräver fler parametrar än vad som mäts i dagsläget i aktuella vattendrag. Syftet med bedömningarna skiljer sig också åt där de tidigare bedömningarna syftade till att tillståndsklassa vattendrag utifrån höga och låga halter och de nya bedömningsgrunderna till att ange hur enskilda vattendrag förhåller sig till ett opåverkat referensförhållande som räknas fram för varje enskilt vattendrag.

Då det inte finns några gällande, vedertagna bedömningsgrunder som direkt kan appliceras för dessa vattendrag har en kompromiss av båda ovan listade bedömningsgrunder använts i föreliggande rapport, se Tabell 4.1 och Tabell 4.2.

Tabell 4.1. I tabellen presenteras tillståndsklasser för respektive parameter samt en kort beskrivning av vad parametern anger utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999).

Parameter	Mått på	Enhet	Tillståndsklass
Temperatur	Uppmätt temperatur vid provtagningstillfället	°C	-
pH-värde	Vattnets surhetsgrad	pH	<p>≥ 6,8 Nära neutralt</p> <p>6,5-6,8 Svagt surt</p> <p>6,2-6,5 Måttligt surt</p> <p>5,6-6,2 Surt</p> <p>≤ 5,6 Mycket surt</p>
Alkalinitet	Vattnets förmåga att motstå försurning (buffertkapacitet)	mekv/l	<p>≥ 0,2 Mycket god kapacitet</p> <p>0,1-0,2 God kapacitet</p> <p>0,05-0,10 Svag kapacitet</p> <p>0,02-0,05 Mycket svag kapacitet</p> <p>≤ 0,02 Ingen/obetydlig kapacitet</p>
Konduktivitet	Information om mark- och berggrundsförhållanden, samt som indikation på utsläpp	mS/m	-
Turbiditet	Grumlighet	FNU	<p>≤ 0,5 Ej/obetydligt grumligt</p> <p>0,5-1,0 Svagt grumligt</p> <p>1,0-2,5 Måttligt grumligt</p> <p>2,5-7,0 Betydligt grumligt</p> <p>≥ 7,0 Starkt grumligt</p>
Syrehalt, O ₂	Mängden syre som är löst i vattnet	mg/l	<p>≥ 7 Syrerikt tillstånd</p> <p>5-7 Måttligt syrerikt tillstånd</p> <p>3-5 Svagt syretillstånd</p> <p>1-3 Syrefattigt tillstånd</p> <p>≤ 1 Syrefritt/nästan syrefritt</p>
Syremättnad	Andel av syrehalt som utgörs av den teoretiskt möjliga vid aktuell temperatur och salthalt	%	-
Totalkväve	Totalt kväveinnehåll	mg/l	<p>≤ 0,3 Låga halter</p> <p>0,3-0,625 Måttligt höga halter</p> <p>0,625-1,25 Höga halter</p> <p>1,25-5,0 Mycket höga halter</p> <p>≥ 5,0 Extremt höga halter</p>
Arealspecifik förlust totalkväve	Tillförseln av kväve från avrinningsområdet	kgN/ha,år	<p>≤ 1,0 Mycket låga förluster</p> <p>1,0-2,0 Låga förluster</p> <p>2,0-4,0 Måttligt höga förluster</p> <p>4,0-16,0 Höga förluster</p> <p>≥ 16 Mycket höga förluster</p>
Totalfosfor	Totalt fosforinnehåll	mg/l	<p>≤ 0,0125 Låga halter</p> <p>0,0125-0,025 Måttligt höga halter</p> <p>0,025-0,05 Höga halter</p> <p>0,05-0,1 Mycket höga halter</p> <p>≥ 0,1 Extremt höga halter</p>
Arealspecifik förlust totalfosfor	Tillförseln av fosfor från avrinningsområdet	kgN/ha,år	<p>≤ 0,0125 Mycket låga förluster</p> <p>0,0125-0,025 Låga förluster</p> <p>0,025-0,05 Måttligt höga förluster</p> <p>0,05-0,10 Höga förluster</p> <p>≥ 0,10 Mycket höga förluster</p>
Nitrat,NO ₃ -N + Nitrit,NO ₂ -N	Organiskt bundet kväve som bryts ned till ammonium som oxideras till nitrit och nitrat	mg/l	-
TOC	Totalt kolinnehåll	mg/l	<p>≤ 4 Mycket låg halt</p> <p>4-8 Låg halt</p> <p>8-12 Måttligt hög halt</p> <p>12-16 Hög halt</p> <p>≥ 16 Mycket hög halt</p>
BOD	Halt av organiskt material som är biologisk nedbrytbart	mg/l	-

Tabell 4.2. I tabellen presenteras tillämpbara riktvärden utifrån HaV:s bedömningsgrunder för klassificering av ytvattenstatus enligt föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV, 2019).

Syrgas, O ₂	Mängden syre som är löst i vattnet	mg/l	≥ 7 Hög 5-7 God 4-5 Måttlig 2-4 Otillfredsställande < 2 Dålig
Ammoniak, NH ₃ -N	Halt ammoniak beräknad utifrån halt ammoniumkväve	mg/l	1,0 µg/l Årsmedelvärde 6,8 µg/l Maximal högsta tillåtna koncentration

HaV:s riktvärden för syrgas ska sjöar och vattendrag där fisksamhället huvudsakligen består av salmonider skiljas från övriga vatten. Detta för att salmonider generellt sett är mer syrgaskrävande än många andra fiskarter. Även vatten med andra fiskar eller organismer som har stora krav på syrgashalten i vattnet ska bedömas som vatten med salmonider. Inga av vattendragen i denna rapport har fisksamhällen som till största del består av sikar eller organismer med stora krav på syrgashalt, varför riktvärdet egentligen inte är applicerbart. Dock kan det ge en indikation på hur aktuella vattendrag förhåller sig till ett opåverkat referensförhållande.

Riktvärden och gränsvärden för ammoniumkväve finns även bland annat i förordningen om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten (SFS 2001:554), där gränsvärdet är satt till 0,20 – 1 mg/l. I förordningen finns även riktvärden för pH (6 – 9), BOD (6 mg/l), syrgas, O₂, (7 mg/l) och nitriter (0,03 mg/l). Dessa riktvärden är inte fullt ut applicerbara på den här typen av mindre vattendrag som ej är klassade som fisk- och musselvatten men kan ändå ge en indikation på vattenstatusen.

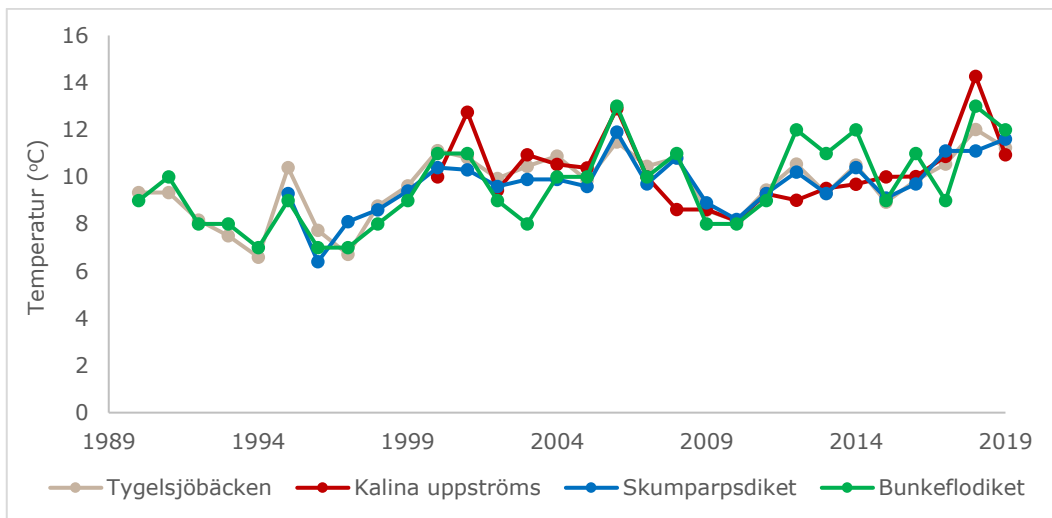
5 Utvärdering av parametrar

5.1 Vattenkemi och fysiologi

5.1.1 Temperatur

Temperaturen redovisas från respektive provtagningstillfälle. En låg temperatur är i de flesta fall det bästa för livet i ett vattendrag då ett kallt vatten kan innehålla en större andel löst syrgas. Vattendrag som har skyddande beskuggning av till exempelvis träd och buskar värms inte upp lika fort.

Årsmedeltemperaturen för vardera år som provtagningarna har genomförts visar på en svag trend att öka för alla vattendragen, se Figur 5.1.



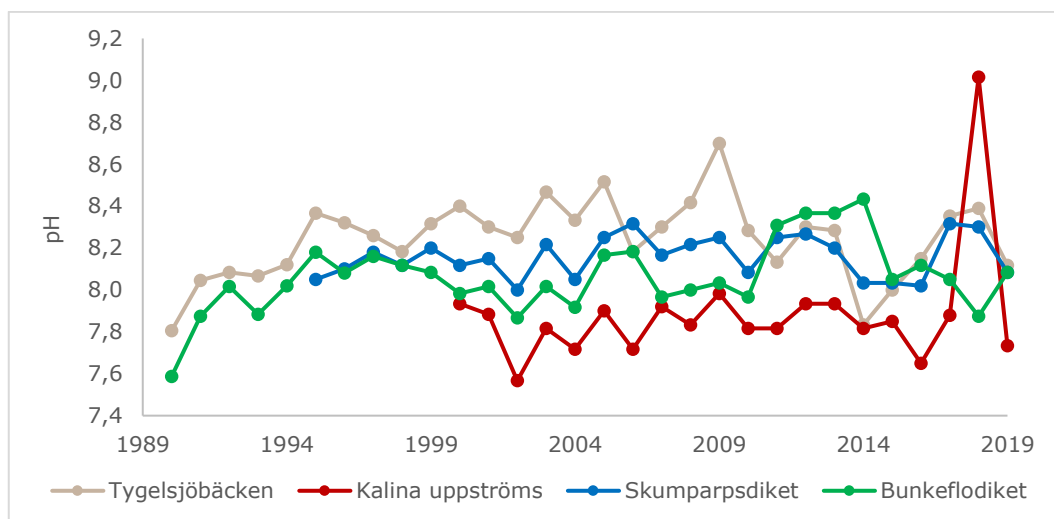
Figur 5.1. Grafen visar årsmedelvärdet för temperaturen vid provtagningstillfällena för respektive vattendrag. X-axeln anger temperaturen i grader och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

För Tygelsjö är den lägsta medeltemperaturen uppmätt för 1997 på 6,6 grader och den högsta under 2018 på 12,0 grader. Den högsta uppmätta årsmedeltemperaturen för alla vattendrag är i Kalinaån på 14,3 grader år 2018 och den lägsta i Skumparpsdiket på 6,4 grader 1996. Att vattentemperaturen stiger överensstämmer med det förväntande då årsmedeltemperaturen har stigit sedan 1990. De uppmätta årsmedeltemperaturen ligger på ungefär samma nivå för alla vattendrag.

5.1.2 pH

pH-värdet anger vattnets surhetsgrad. Skalan för pH är logaritmisk, vilket innebär att pH 6 är tio gånger surare än pH 5, som i sin tur är 100 gånger surare än pH 7. Normala pH-värden i sjöar och vattendrag är oftast på 6 - 8. Vid pH-värden under ca 6,0 uppstår biologiska störningar som nedsatt fortplantningsförmåga hos vissa fiskarter, utslagning av känsliga bottenfaunaarter m.m. Låga pH-värden ökar dessutom många metallers löslighet och därmed giftighet i vattnet.

Vad gäller uppmätt pH följer årsmedelvärdena varandra för respektive vattendrag och ligger på ungefär samma nivåer. Kalinaån har generellt lite lägre årsmedelvärden än de andra vattendragen. pH-värdet har genomgående minskat under de senaste åren för Tygelsjöbäcken och Kalinaån i relation till uppmätta årsmedelvärden under 90-talet, dock har det skett en ökning i pH i Tygelsjöbäcken under sedan 2014, med undantag för 2019, se Figur 5.2.



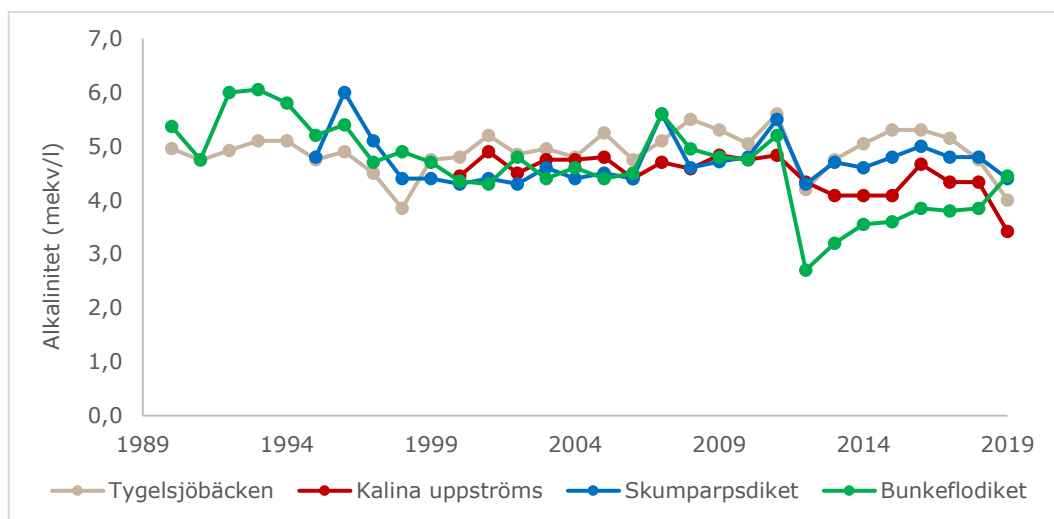
Figur 5.2. Grafen visar årsmedelvärden för uppmätta pH-värden för respektive vattendrag. X-axeln anger pH och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

Årsmedelvärdet för pH ligger över 6,8 för alla vattendragen vilket indikerar ett nära neutralt vatten utifrån Naturvårdsverkets tillståndsklasser. I klassningen finns ingen klass över pH 6,8 men värden över pH 9 brukar klassas som basiskt och kan vara skadligt för vattenlevande organismer. För alla vattendragen utom Kalinaån ligger årsmedelvärdet sammantaget över 8 under de senaste 10 åren.

Även om det inte finns någon tydlig trend vad gäller pH-värdet över tid går det att se fluktuationer av pH beroende på årstid för alla vattendrag där pH fluktuerar mest mellan april och augusti. Höga pH-värden kan under sommaren uppträda vid kraftig alg tillväxt som en konsekvens av koldioxidupptag vid fotosyntesen. Låga värden uppmäts som regel i sjöar och vattendrag i samband med hög vattenföring under snösmältning, vilket även syns på data för aktuella vattendrag, där pH-värdet generellt är något lägre under vinter – och vårmånaderna då nederbörden generellt är högre. Detta illustreras för Kalinaån i Bilaga 1.

5.1.3 Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets innehåll av syraneutraliserande ämnen, vilka främst utgörs av karbonat och vätekarbonat. Alkaliniteten ger information om vattnets förmåga att motstå försurning, där låga värden (<0,1 mekv/l) indikerar en låg buffertkapacitet och högre värden (>3 mekv/l) på en god buffrande förmåga. Årsmedianvärdet för alla vattendrag ligger på ungefär samma nivå, mellan 4 – 5 mekv/l, bortsett från några avvikande mätvärden, bland annat för Bunkeflodiket mellan åren 2012 – 2019. Alkaliniteten ligger genomgående över 0,2 mekv/l vilket tyder på att vattendragen har en mycket god buffertkapacitet, se Figur 5.3.

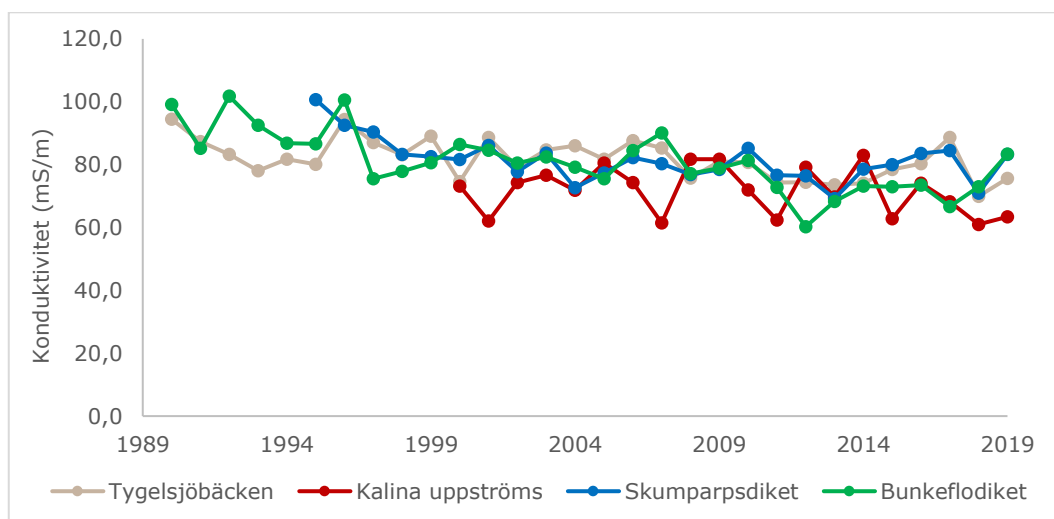


Figur 5.3. Grafen visar årsmedianvärden för alkalinitet för respektive vattendrag. X-axeln anger alkalinitet (mekv/l) och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

Alkaliniteten visar en tendens att minska för alla vattendrag förutom för Bunkeflodiket. Värdena ligger dock likväl på nivåer som indikerar mycket god buffertkapacitet.

5.1.4 Konduktivitet

Konduktivitet visar vattnets elektriska ledningsförmåga och är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet. Ju mer närsalter ett vatten innehåller desto lättare leder det elektricitet. De ämnen som vanligen bidrar mest till konduktiviteten i sötvatten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat. Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet och kan även användas som en indikation på utsläpp. En låg konduktivitet visar på ett rent vatten, medan en hög konduktivitet kan vara en indikation på utsläpp. Till exempel har utsläppsvatten från bl.a. reningsverk ofta höga salthalter. Kalkrika vattendrag har dock naturligt en hög konduktivitet varför mått på konduktivitet inte ensamt kan visa på ev. utsläpp. Måttet på konduktivitet var en av de analyserade parametrarna som varierar mest mellan mätillfällena och över tid. Till exempel varierade medelvärdet för Bunkeflodiket mellan 60,3 – 101,8 mS/m. Generellt visade medelvärdena på en minskning i konduktivitet för alla vattendrag i förhållande till mätningarnas start under 90-talet, se Figur 5.4.

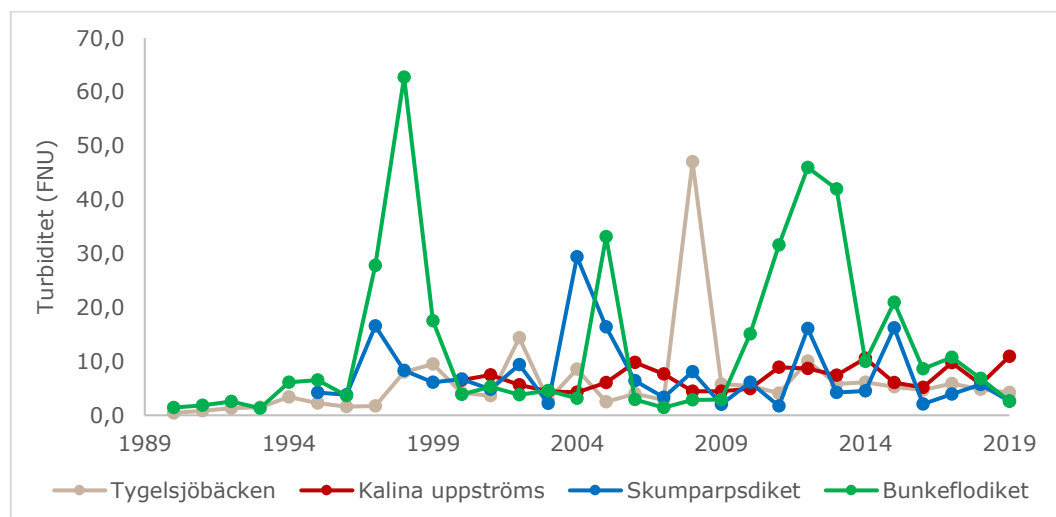


Figur 5.4. Grafen visar årsmedelvärdet för konduktiviteten för respektive vattendrag. X-axeln anger konduktiviteten (mS/m) och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

Normalvärden för konduktiviteten i svenska insjöar och vattendrag ligger uppskattningsvis mellan 5 och 40 mS/m (Bydén et al, 1992). För alla vattendragen uppmättes årsmedelvärden för de senaste 10 åren över dessa nivåer. Det lägsta årsmedelvärdet är för Kalinaån på 69,6 mekv/l och det högsta för Skumparpsdiket på 78,7 mekv/l. Det finns inga uppmätta värden för kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat eller vätekarbonat vilka kan bidra till hög konduktivitet. I Skåne är kalkhalten dock generellt relativt hög vilket kan vara en förklaring till de höga värdena. Även utsläpp från kringliggande bebyggelse och jordbruksmark kan ha en viss påverkan.

5.1.5 Turbiditet

Turbiditet är detsamma som grumlighet och är ett mått på vattnets innehåll av partiklar. Partiklarna kan bestå av lermaterial och organiskt material (humusflockar, plankton). Om det finns partiklar i vattnet minskar sikten vilket påverkar ljusförhållandet i vattendraget. En låg turbiditet visar på ett rent och klart vatten. I samband med häftiga regn och snösmältning ökar normalt turbiditeten. Detta överensstämmer med uppmätta värden i vattendragen där turbiditeten generellt var högre under vinter- och vårmånaderna, vilket visas i figurer i Bilaga 1. Uppmätt turbiditet för vattendragen låg generellt mellan 2,5 och 10 FNU, vilket tyder på ett måttligt till starkt grumligt vatten. Även flera riktigt höga värden (>30 FNU) har mätts upp för alla vattendrag, förutom i Kalinaån se Figur 5.5.



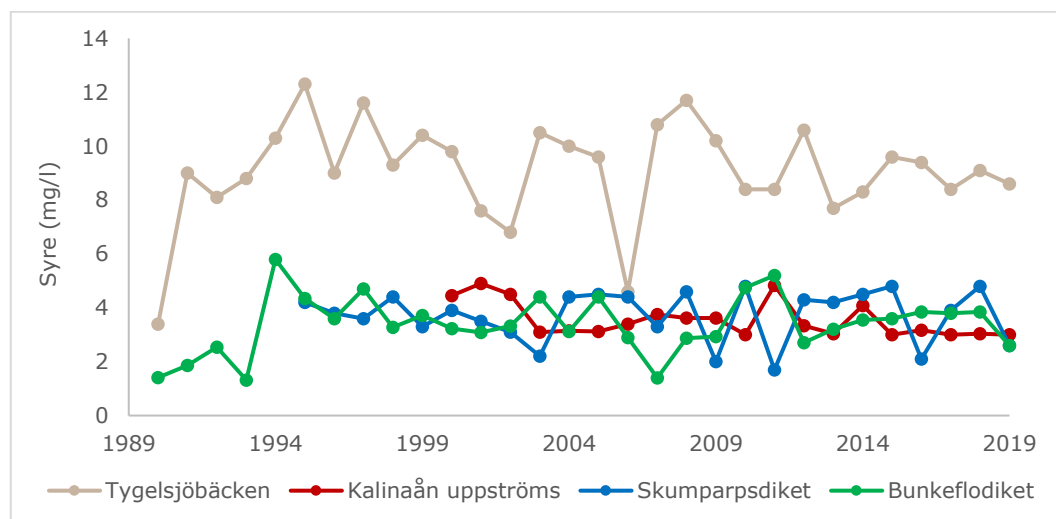
Figur 5.5. Grafen visar årsmedelvärdet för turbiditeten (x-axeln) i respektive vattendrag mellan åren 1990 och 2019 (y-axeln). Turbiditeten anges i FNU.

Grumligheten visar på en svag ökning efter 1998 för Tygelsjöbäcken, men en lätt minskad trend för Skumparpsdiket. Hög turbiditet i Skumparpsdiket och Bunkeflodiket under 90-talet kan delvis förklaras med anläggningsarbeten av väg E20, vilken ligger inom deras avrinningsområden. Även under 2009 och framåt finns det höga nivåer av grumling i Bunkeflodiket där en möjlig förklaring är de fortsatta byggnationerna i anslutning till E20 och Hyllie. Alla vattendrag förutom Kalinaån ligger även i anslutning till jordbruksmark varför en påverkan från kringliggande åkermark kan förekomma.

5.1.6 Syrgashalt

Syrgashalten anger mängden syrgas som är löst i vattnet. Syrgas tillförs vattnet främst genom omrörning (vindpåverkan, forsar) samt genom växternas fotosyntes, varför syrehalten ofta är högre på våren. Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad temperatur. Syrgas förbrukas vid nedbrytning av organiskt material varför syrgashalten generellt är som lägst under sensommaren. I lugnflytande vattendrag kan syrebrist uppstå sommartid vid hög belastning av organiskt material och ammonium. Lägre syrgashalter än 4 till 5 mg/l kan ge skador på syrekrävande vattenorganismer.

De lägsta uppmätta halterna av syrgas varierar i vattendragen mellan olika år. Det är även en stor skillnad i syrehalt mellan Tygelsjöbäcken och övriga vattendrag, där Tygelsjöbäcken generellt har en högre lägstahalt. Det är endast Tygelsjöbäcken som visar på ett syrerikt tillstånd där det lägsta årsvärdet generellt ligger över 7 mg/l. För övriga vattendrag ligger den lägsta halten på cirka 3,5 mg/l sett över hela mätserien. Det gör att vattendragen bedöms ha ett svagt syretillstånd utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) och ett måttligt tillstånd utifrån HaV:s bedömningsgrunder (HaV, 2019), se Figur 5.6.

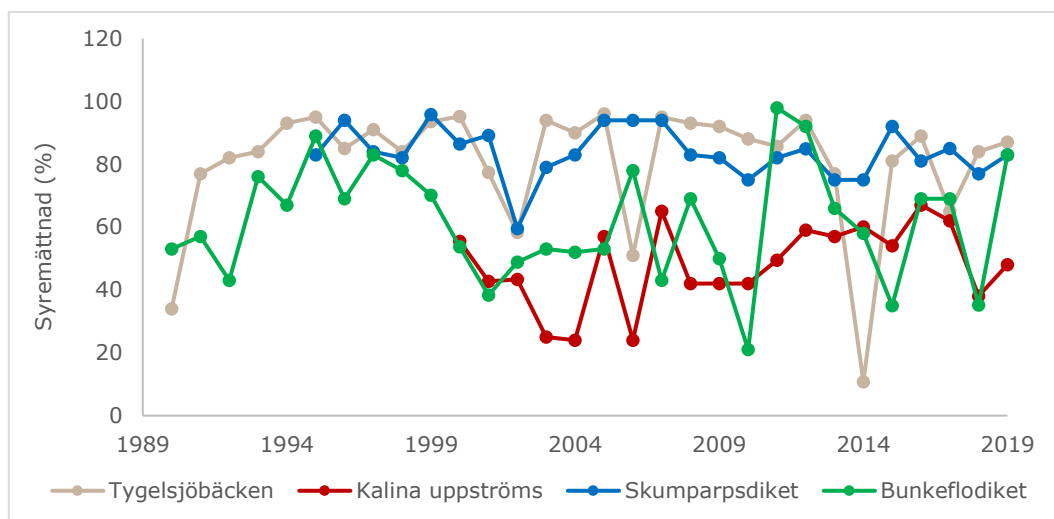


Figur 5.6. Grafen visar det lägsta uppmätta värdet för syrehalten i respektive vattendrag. X-axeln anger syrehalten i mg/l och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

Syrgashalten är enligt ovan delvis beroende av temperatur och organiskt material. Kalinaån visar generellt på lägre medelårshalter av syrgas men har i stort samma medeltemperatur som övriga vattendrag, vilket skulle kunna tyda på högre halter av organiskt material i ån, vilket bekräftas genom att halten TOC generellt är högre i Kalinaån än för resterande vattendrag, se Figur 5.13.

5.1.7 Syremättnad

Syremättnad är den andel som den uppmätta syrehalten utgör av den teoretiskt möjliga halten vid aktuell temperatur. Vid kraftig alg tillväxt kan mättnadsgraden överstiga 100 procent. Precis som för syrgashalten så varierar syremättnaden kraftigt mellan alla vattendrag. För Bunkeflodiket varierade till exempel den uppmätta halten mellan 21 och 97,9 procent mellan åren 1990 – 2019, se Figur 5.7.



Figur 5.7. Grafen visar den lägsta uppmätta syremättnaden för respektive vattendrag och år. X-axeln anger syremättnaden i procent och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

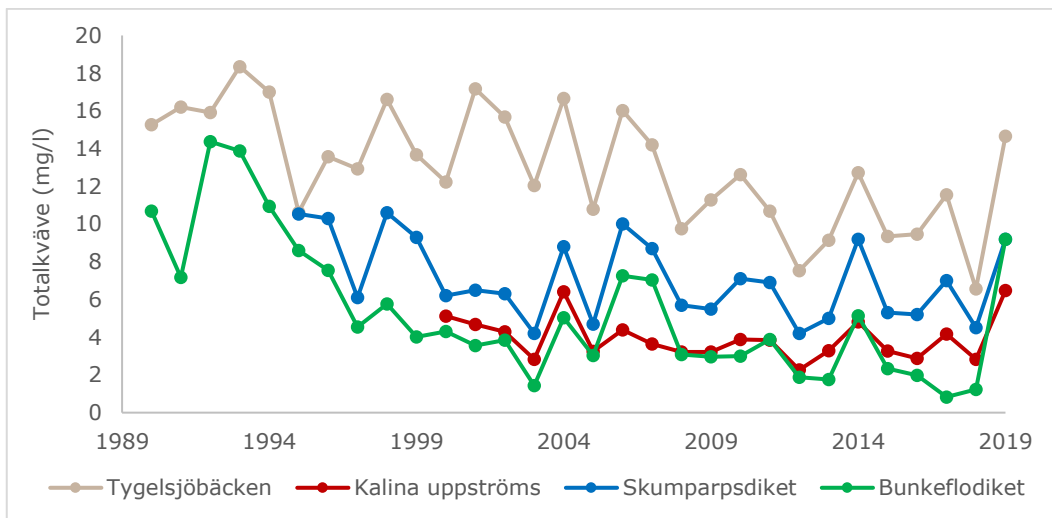
Syremättnaden för Tygelsjöbäcken, Skumparpsdiket och Bunkeflodiket ligger generellt på runt 100 procent. För Kalinaån var syremättnaden dock något lägre för Kalinaån där årsmedelvärdet ligger på runt 80 procent. För alla vattendragen varierar de lägsta och högsta uppmätta årsmedelvärdena kraftigt, med variationer från 10 procent till knappt 100 procent.

5.2 Näringsämnen

5.2.1 Totalkväve och Totalfosfor

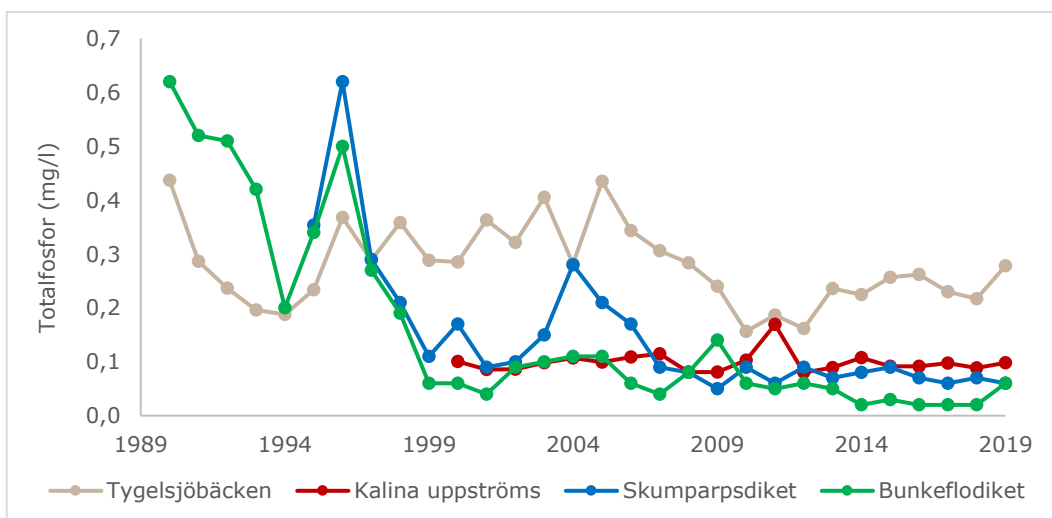
Totalkväve och totalfosfor anger det totala kväve- och fosforinnehållet i ett vatten. Kväve är ett viktigt näringsämne för levande organismer. Kväve tillförs sjöar och vattendrag genom nedfall av luftföroreningar, genom läckage från jord- och skogsbruksmarker samt genom utsläpp av avloppsvatten. Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten. Höga koncentrationer av fosfor kan medföra att vattendrag växer igen och att syrebrist uppstår.

Totalkvävehalterna uppmättes genomgående i nivå med Naturvårdsverkets tillståndsklasser för mycket höga halter eller extremt höga halter. Under de senaste tio åren uppmättes årsmedelvärdet för Tygelsjöbäcken till 10,4 mg/l, för Skumparpsdiket låg årsmedelvärdet på 6,4 mg/l, för Bunkeflodiket på 3,2 mg/l och för Kalinaån på 4,1 mg/l. Halterna har dock generellt minskat för alla vattendrag, med en avvikelse för 2019 där årsmedelvärdet var högre än vad tidigare resultat visat för alla vattendrag. Detta beror till stor del på att ovanligt höga halter mättes upp i februari och december under 2019 för alla vattendrag, se Figur 5.8 och bilaga 1.



Figur 5.8. Grafen visar årsmedelvärdet för totalkväve i respektive vattendrag. X-axeln anger halten totalkväve i mg/l och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

Även halten av totalfosfor ligger på mycket höga – extremt höga halter för alla vattendrag, men med en nedåtgående trend, förutom för år 2019 där årsmedelvärdet ligger lite högre än för tidigare år. Årsmedelvärdet under de senaste tio åren är 0,22 mg/l för Tygelsjöbäcken, 0,08 mg/l för Skumparpsdiket, 0,04 mg/l för Bunkeflodiket och 0,1 mg/l för Kalinaån. Generellt är halterna i Tygelsjöbäcken således lite högre än för resterande vattendrag precis som för kvävehalterna, se Figur 5.9.



Figur 5.9. Grafen visar årsmedelvärdet för totalfosfor för respektive vattendrag. X-axeln anger halten totalfosfor i mg/l och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

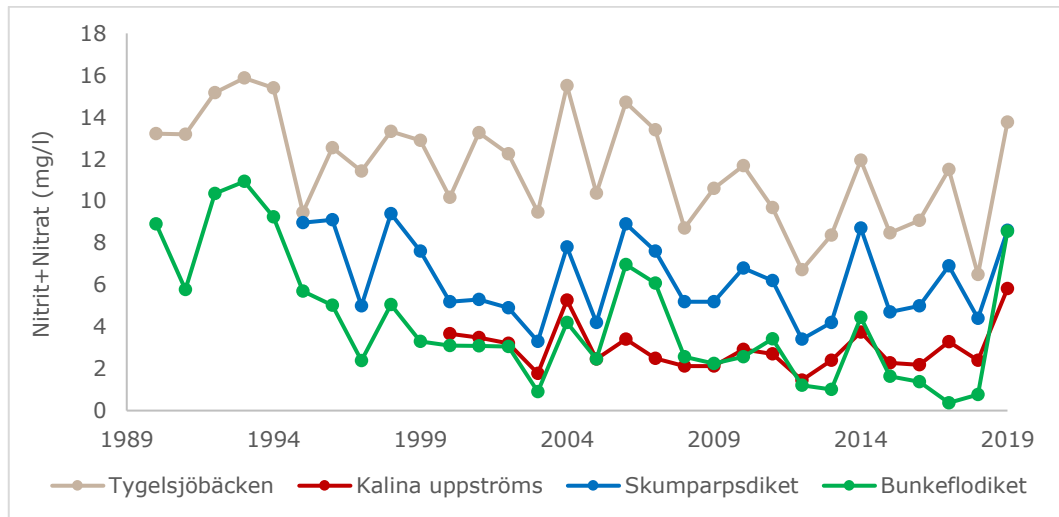
Kväve och fosfor finns bland annat i gödningsmedel och halterna är i och med detta generellt högre vid kraftig nederbörd eller jordbruksdrift, vilket också avspeglar sig i uppmätta värden för dikena där halterna generellt är som högst mellan oktober och april. Under sommarmånaderna binds även kväve effektivt av växtlighet varför halterna generellt är lägre under juni – augusti, se bilaga 1.

För fosfor är trenden motsatt där halterna generellt är högre under sommarmånaderna och som lägst under december – februari, se bilaga 1.

En möjlig förklaring till de högre halterna av totalfosfor för Tygelsjöbäcken är att det inom avrinningsområdet dels finns mycket jordbruksmark men även tätare bebyggelse då bäcken tar emot dagvatten från Tygelsjö.

5.2.2 Nitrit+nitratkväve

Nitrit+nitratkväve är en viktig närsaltskomponent för växtplankton och högre växter. Höga halter kan vara ett tecken på markläckage. Halterna varierar relativt kraftigt mellan åren och följer samma trend som för fosfor och kväve där halterna är högre för 2019 än för tidigare år, se Figur 5.10.



Figur 5.10. Grafen visar årsmedelvärdet för nitrit+nitratkväve för respektive vattendrag. X-axeln anger halten nitrit+nitratkväve i mg/l och y-axeln aktuellt årtal mellan 1990 och 2019.

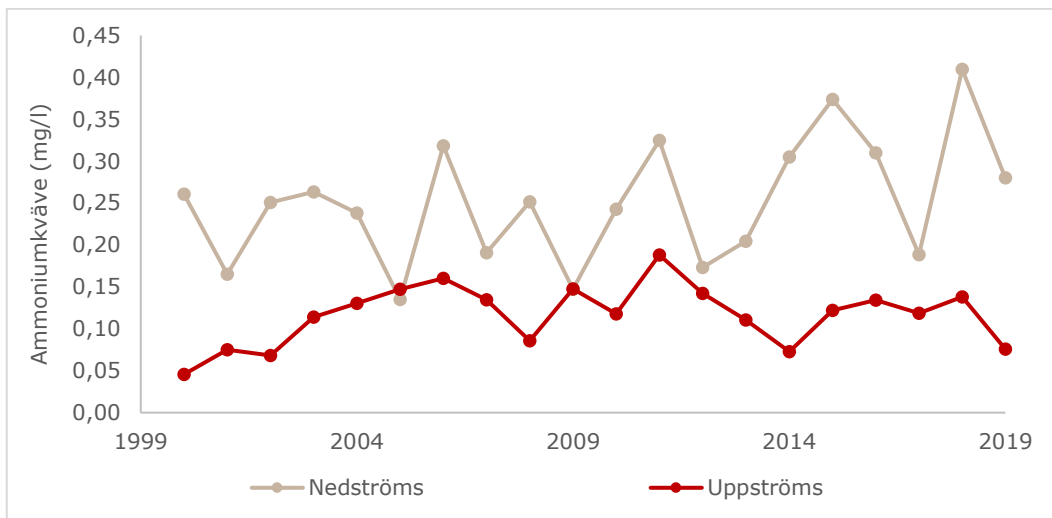
5.2.3 Ammoniumkväve och ammoniak

Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) anger det kväve som förekommer som ammonium i vattnet. Ammonium är en nedbrytningsprodukt av organiskt kväve och förekommer normalt i små mängder. Detta eftersom det omvandlas till nitrit och nitrat (nitrifikation) vid närvaro av syre. Ammoniumhalterna kan bli förhöjda vid syrgasbrist, dels genom en utebliven nitrifikation och dels genom en ammonium ur botten sediment löser sig i vattnet. Syre i vattnet förbrukas således då omvandling sker till nitrat.

Utsläpp av ammonium kan bland annat ske från reningsverk eller andra motsvarande källor. Vattenlevande organismer och flertalet fiskarter är känsliga för höga halter av ammonium. Vid höga vattentemperatur och höga pH-värden kan ammonium även övergå till ammoniak, vilket kan vara toxiskt för vattenlevande organismer.

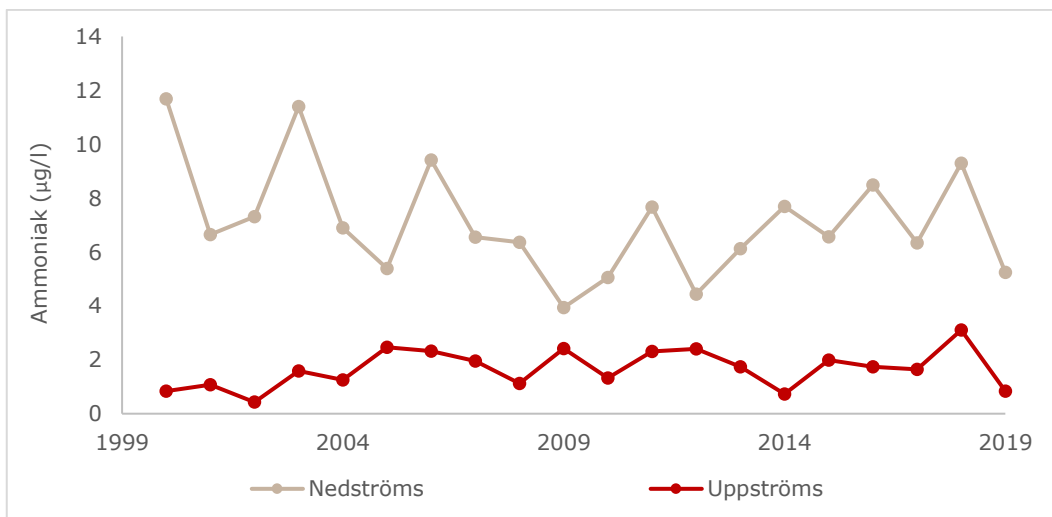
Ammoniumkväve mäts endast för Kalinaån. Det finns en tydlig skillnad i halterna mellan den övre och nedre mätstationen där halten är högre i för den nedre stationen, vilket tyder på ett ökat utsläpp nedströms den övre mätstationen, se Figur 5.11. Detta skulle eventuellt kunna förklaras av utsläpp kopplat till verksamheter nedströms mätpunkten som kan ha en påverkan på vattendraget.

Det sammanslagna årsmedelvärdet för de senaste tio åren visar på en halt på 0,28 mg/l respektive 0,12 mg/l för den nedre respektive övre mätstationen, vilket ligger inom gränsvärden enligt fisk- och musselvattendirektivet (SFS 2001:554).



Figur 5.11. Grafen visar årsmedelvärdet för ammoniumkväve vid mätstationerna Kalinaån uppströms (brun linje) och Kalinaån nedströms (blå linje) åren 2000 – 2009. X-axeln anger halten ammoniumkväve i mg/l och y-axeln anger årtal.

Enligt HaV:s bedömningsgrunder ska årsmedelhalten ammoniak i vattendrag ej överstiga 1,0 µg/l per år för att vattendraget ska kunna uppnå god status. Den maximala tillåtna koncentrationen ska dessutom inte överstiga 6,8 µg/l vid något mätillfälle (HaV, 2019). Kalinaån överstiger generellt årsmedelvärdet vid båda mätpunkterna. För den nedströms liggande punkten överskreds årsmedelhalten maxhalten utifrån bedömningsgrunderna vid flera år, se Figur 5.12. De beräknade halterna kan därmed leda till negativa effekter på vattenorganismer i Kalinaåns nedre delar.



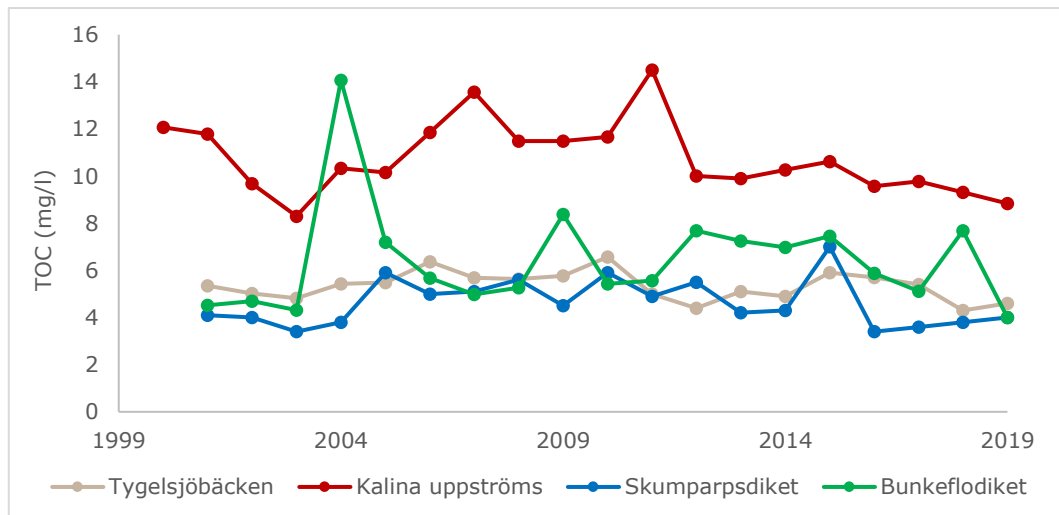
Figur 5.12. Figuren visar den beräknade årsmedelhalten för ammoniak i Kalinaån vid mätstationen nedströms (blå linje) och uppströms (brun linje) mellan åren 2000 och 2019. X-axeln anger halten ammoniak i µg/l.

5.2.4 TOC och BOD

TOC står för totalt organiskt kol och ger information om halten av organiskt material, d.v.s. mängden syreförbrukande ämnen. BOD står för biologisk syrgasförbrukning ett mått på mängd förbrukad syrgas. Syrgas går åt när mikroorganismer bryter ner organiskt material. Halter av BOD kan således precis som TOC användas som en stödparameter, för att ge en bild av vattnets innehåll av mängden syretärande ämnen. TOC-analysen ger inte någon information om typen av organiskt material, till skillnad från BOD.

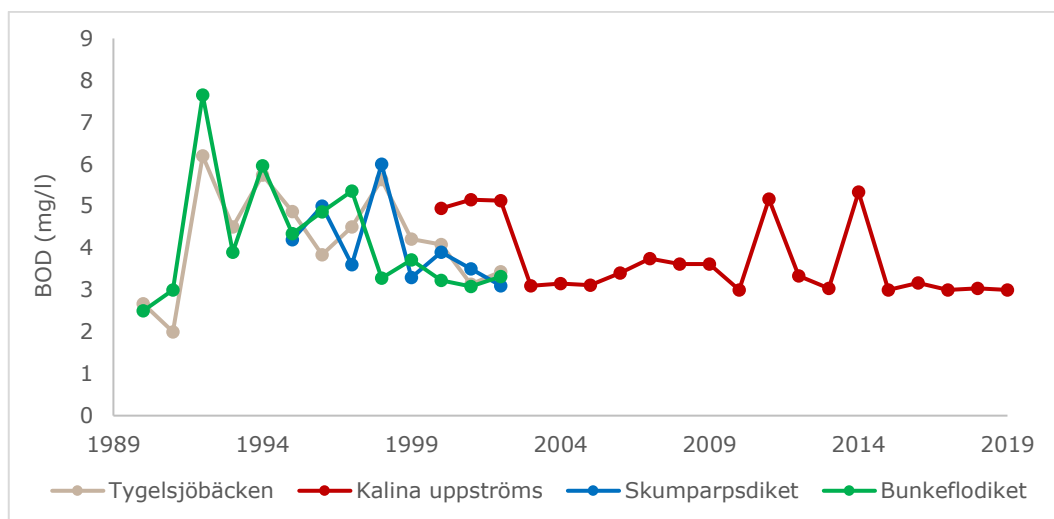
Normalt är syreförbrukningen låg i vattendragen (<3 mg/l). Nedströms reningsverk eller andra verksamheter som genererar utsläpp kan BOD-värdena nå över 20 mg/l. Höga halter av BOD och TOC innebär en syretäring varvid vattnets syre förbrukas vilket kan resultera i syrebrist när de organiska ämnena bryts ner. TOC-analysen ger dock inte någon information om typen av organiskt material, till skillnad från BOD.

Med undantag för Kalinaån och ett antal avvikande medelvärden för Bunkeflodiket ligger årsmedelvärdet för TOC mellan 2001 och 2019 för vattendragen generellt runt 5,6 mg/l vilket indikerar på låga halter. Årsmedelvärdena för Kalinaån visar på måttligt hög halt men med en svagt nedåtgående trend, se Figur 5.13.



Figur 5.13. Grafen visar årsmedelvärdet för TOC för respektive vattendrag. X-axeln anger halten TOC i mg/l och y-axeln årtal mellan 1990 och 2019.

Halten av BOD mättes endast till och med 2002 för alla vattendragen utom för Kalinaån där mätserien sträcker sig mellan 2000 – 2019. Halten BOD fluktuerade främst under de första åren i mätserierna och verkar därefter ha planat ut runt ett medelvärde på cirka 3,2 mg/l, vilket är under riktvärdet för fisk och musselvatten (SFS 2001:554). Det förekommer dock fortsatt årsvisa fluktuationer, se Figur 5.14.



Figur 5.14. Grafen visar årsmedelvärdet för BOD för respektive vattendrag. X-axeln anger halten BOD i mg/l och y-axeln år mellan 1990 och 2019.

6 Arealspecifika förluster av näringsämnen

6.1 Metodik

Den arealspecifika förlusten (kg/ha, år) av fosfor och kväve i rinnande vatten beskriver tillförseln av fosfor och kväve från avrinningsområden till sjöar och hav. Den utgör också ett indirekt mått på produktionsförutsättningarna för vattendragens växt- och djursamhällen. Förlusterna av fosfor och kväve inkluderar tillförsel från alla källor uppströms mätpunkten. Den arealspecifika förlusten används för bedömning av förluster från olika marktyper i relation till normala förluster vid olika markanvändning, varför eventuella punktkällors bidrag till arealförlusterna särskilt måste beaktas.

Beräkningar av de arealspecifika förlusterna görs genom att uppmätta årshalter av totalkväve och totalfosfor (mg/l) multipliceras med den årliga vattenföringen (m^3) för respektive vattendrag. Halterna anges i ton varför de uppmätta årsmedelvärdena först räknas om till ton/m^3 , enligt nedan.

$$\text{Årsmedelvärde totalkväve (ton/ m}^3\text{)} = \text{Årsmedelvärde totalkväve (mg/l)} \times 1000 \times 10^{-9}$$

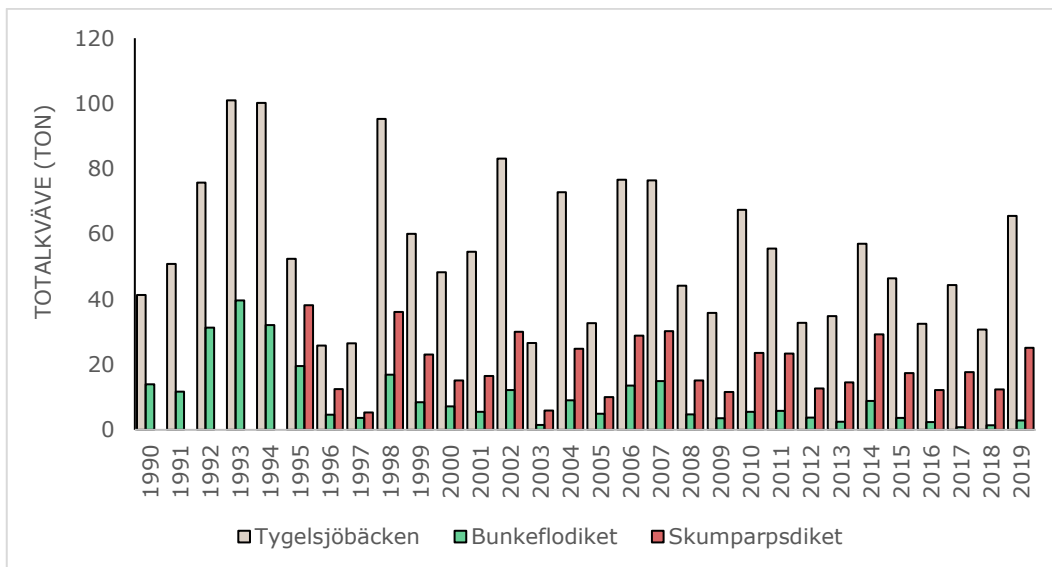
$$\text{Arelspecifik förlust} = \text{årsmedelvärde (ton/m}^3\text{)} * \text{årsmedelvattenföringen (m}^3\text{)}$$

Tillgängligt dataunderlag från Malmö stad har använts för halter för årsmedelvärdena för totalkväve- och totalfosfortransport för Tygelsjöbäcken, Skumparpsdiket och Bunkeflodiket.

Flödesdata för Tygelsjöbäckens avrinningsområde har hämtats från SMHI:s modellberäkning av Malmö stad. För Bunkeflodiket och Skumparpsdiket har vattenföringen skattats av Malmö stad genom arealförhållandet till Tygelsjöbäcken. Detta då varken Bunkeflodiket eller Skumparpsdiket modellerats för sig utan är delar av ett delavrinningsområde i SMHI:s modellberäkningar (SMHI, 2020).

6.2 Beräknad arealspecifik förlust

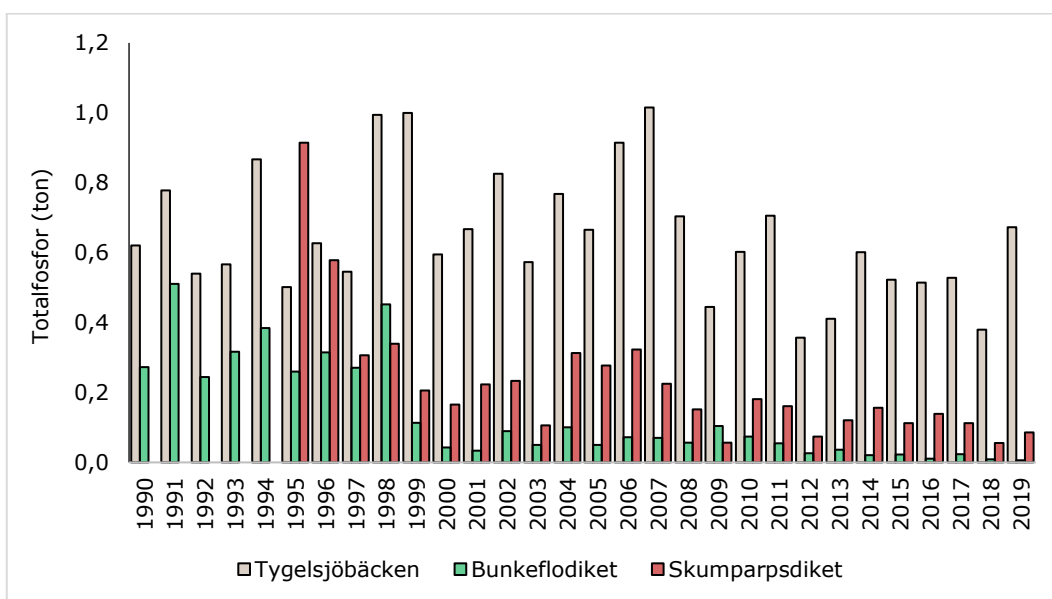
Den arealspecifika förlusten av totalkväve för Tygelsjöbäcken och Skumparpsdiket följer ingen tydlig trend utan varierar kraftigt mellan olika år. Dock syns en trend med något lägre halter genom att de höga toppar som förekom fram till 2007 ej förekommit på senare år. Halten totalkväve i Bunkeflodiket verkar minska stadigt, se Figur 6.16.2.



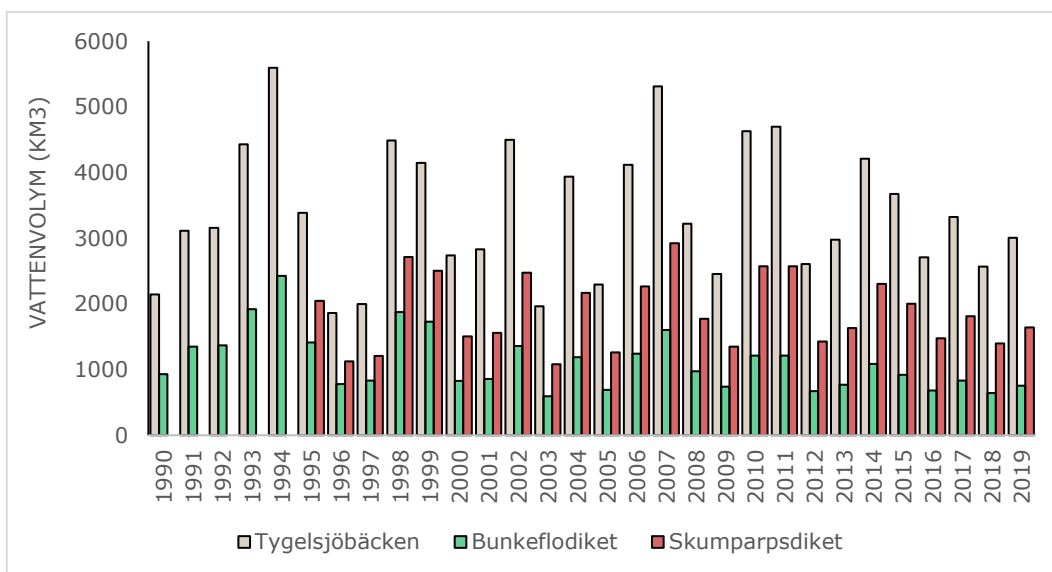
Figur 6.1. Figuren visar den beräknade näringsämnestransporten för totalkväve i ton per år inom Tygelsjöbäcken, Skumparpsdiket och Bunkeflodikets avrinningsområden. X-axeln halten totalkväve och y-axeln årtal mellan 1990 och 2019.

För Tygelsjöbäcken är de arealspecifika förlusterna genomgående mycket höga, medan förlusterna för Skumparpsdiket varierar mellan höga och mycket höga. För Bunkeflodiket är förlusterna måttliga höga till höga. Motsvarande förhållande gäller för de arealspecifika förlusterna av totalfosfor där Tygelsjöbäcken genomgående har extremt höga förluster, Skumparpsdiket låga – måttliga förluster och Bunkeflodiket mycket låga förluster utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

De arealspecifika förlusterna för fosfor har minskat för alla vattendragen under de senaste tio åren jämfört med halterna på 90-talet. Även vattenföringen har varit något lägre under de senaste åren jämfört med tidigare år. Vattenföringen skiljer dig dock kraftigt från år till år och det finns ingen tydlig trend gällande en minskning sett över en längre period, se Figur 6.2 och Figur 6.3.



Figur 6.2. Figuren visar den beräknade näringsämnestransporten för totalfosfor (ton) per år inom Tygelsjöbäcken, Skumparpsdiket och Bunkeflodikets avrinningsområden. X-axeln halten totalkväve i ton och y-axeln årtal mellan 1990 och 2019.

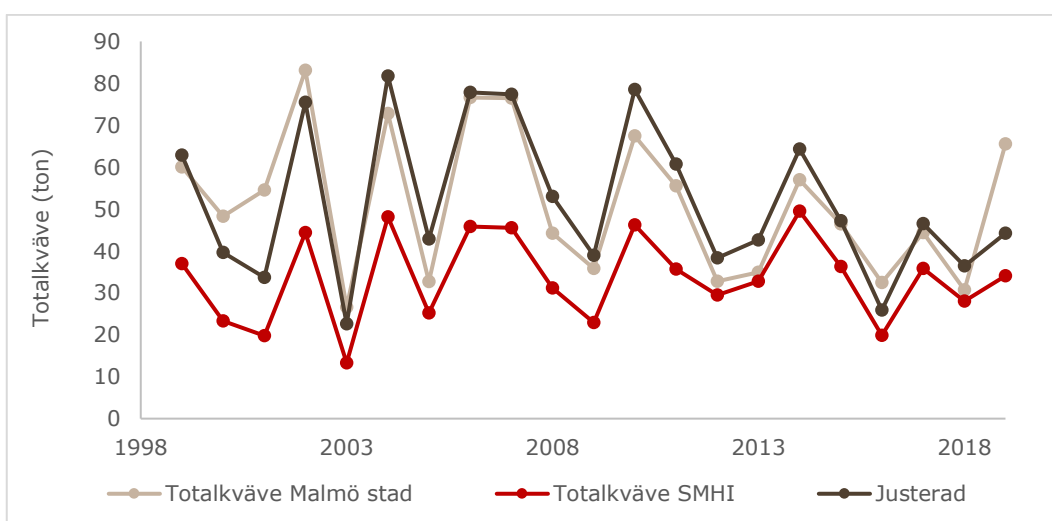


Figur 6.3. Figuren visar vattenvolymen i km³ (x-axeln) för Tygelsjöbäcken, Bunkeflodiket och Skumparpsdiket mellan åren 1990 och 2019 (y-axeln).

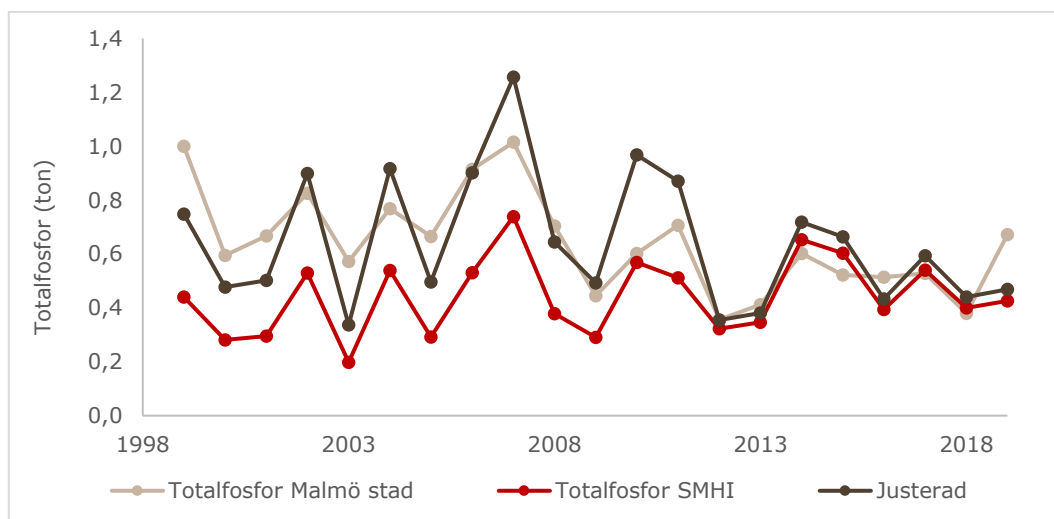
6.3 Uppmätta halter jämfört med SMHI

I SMHI:s modellberäkningar finns näringsämnestransporten beräknad för Tygelsjöbäcken. Mätpunkten för SMHI är densamma som för Malmö stad.

Uppmätta halter av totalkväve och totalfosfor följer samma trend som för de modellerade värdena från SMHI men där SMHI:s värden generellt är något lägre för både fosfor och kväve. Om en faktor på 1,7 multipliceras med det av SMHI angivna värdet mellan 1999 och 2011 för totalkväve och totalfosfor så överensstämmer de av Malmö stad uppmätta och de av SMHI:s modellberäkning. Från 2012 är mätvärdena dock närmre varandra varför endast en faktor på 1,3 behöver multipliceras för SMHI:s värden gällande kväve och en faktor på 1,1 för fosfor för att nivåerna ska överensstämma relativt väl. Skillnaden i de uppmätta värdena och SMHI:s värden är alltså från 2012 och framåt i princip försumbar, åtminstone för fosfor, se Figur 6.4 och Figur 6.5.



Figur 6.4. Bilden visar uppmätta årsmedelvärden för totalkväve av Malmö stad och SMHI:s modellerade värden. I blått visas även värdena efter att SMHI:s modellerade värde har multiplicerats med en faktor om 1,7 för åren 1999 - 2011 och 1,3 för åren 2012 - 2019.



Figur 6.5. Bilden visar uppmätta årsmedelvärden för totalfosfor av Malmö stad och SMHIs modellerade värden. I blått visas även värdena efter att SMHIs modellerade värde har multiplicerats med en faktor om 1,7 för åren 1999 - 2011 och 1,1 för åren 2012 - 2019.

7 Förslag på användning av resultat och utvärdering av nuvarande mätprogram

Syftet med miljöövervakningen är att bedöma vattendragens tillstånd samt bedöma påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom området, samt att med hjälp av vattenföringsdata kunna beräkna transporten av olika ämnen i vattendragen. Därtill kan data från miljöövervakningen användas för att bedöma klimatets inverkan på den naturliga variationen av vattenkemin i långa tidsserier. I dagsläget finns data på Malmö stads hemsida och presenteras som en årlig rapport.

7.1 Användning av resultat och data

Inget data från vattendragen finns inlagda i databasen MVM hos SLU som är nationell datavärd. Att lägga in data hos SLU skulle ge en större spridning av mätdata då det länkas i VISS till SLU, vilket då kan användas av fler aktörer. Om data tillgängliggjordes skulle det kunna användas i samband med olika utredningar inom området. Sett till datans kontinuitet och tidsseriens längd skulle det även kunna användas för att dra vissa mer övergripande slutsatser gällande vattendrag i den aktuella delen av landet som eventuellt kanske kan vara applicerbart på kringliggande vattendrag.

Datat utgör ett bra referensvärde i det fall åtgärder vidtas inom området, t.ex. rensningar, större ombyggnationer eller tillfälliga utsläpp. Då alla vattendragen förutom Kalinaån mynnar ut i känsliga naturområden kan data eventuellt även användas för bedömning av påverkan då åtgärder som kan ha en påverkan på nedströms naturtyper vidtas.

Utifrån den sammanställning av data som gjorts finns inget uppenbart behov av att genomföra förändringar i nuvarande programs utformning, med avseende på bl.a. lokaler, parametrar, tidsintervall och metod.

Mätningarna är relativt omfattande i förhållande till vattendragens storlek. Tygelsjöbäcken, Skumparpsdiket och Bunkeflodiket bedöms fånga upp ungefär samma förändringar i miljön, där framförallt mätvärdena för Skumparpsdiket och Bunkeflodiket motsvarar varandra. Dock finns det tydliga skillnader för vattendragen bl.a. med avseende på pH, turbiditet, syrehalt och TOC varför mätningarna inte helt kan ersätta varandra.

För Kalinaån krävs eventuellt inte mätningar för både TOC och BOD då dessa parametrarna indikerar liknande förhållande.

I dagsläget ingår enbart Tygelsjöbäcken som ett övrigt vatten i VISS. Inga av vattendragen är således vattenförekomster som omfattas av statusklassning. För att kunna genomföra en statusklassning krävs bland annat en utökad mätning av metaller. En mätning av metaller kan även vara aktuellt i Tygelsjöbäcken då denna är påverkad av dagvatten från Tygelsjö, samt i Kalinaån. Mätningarna av metaller skulle kunna genomföras med ett något lägre intervall än för övriga mätningar och genomföras förslagsvis 6 ggr/vartannat år.

För klassificering av totalfosfor utifrån statusklassningen behövs utöver nuvarande parametrar:

- $Ca \cdot Mg^*$ = icke marina baskatjoner (mekv/l),
- AbsF = absorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett,
- Höjd = provtagningsstationens höjd över havet (höjd > 1m)

Ytterligare parametrar för bedömning av till exempel försurning utifrån bedömningsgrunderna för statusklassning anses ej vara relevant då vattendragen inte har försurningsproblem. pH bör likväl fortsätta mätas.

8 Slutsats

Sammanfattningsvis bedöms vattendragen genomgående ha goda tillstånd med avseende på pH, alkalinitet, ammoniumkväve samt BOD och TOC. Däremot visas genomgående förhöjda halter med avseende på turbiditet, konduktivitet och näringsämnen. Syrgashalterna för Tygelsjöbäcken bedöms vara goda men lägsta uppmätta halter för övriga vattendrag tyder på ett svagt – måttligt syretillstånd. För näringsämnen visar dock de senaste tio årens utveckling på en minskning av halter för alla vattendrag, med undantag för 2019. Detta kan tyda på bättre rening av utsläpp från bland annat kringliggande jordbruksmark och dagvatten. Då en uppenbar skillnad finns i temperatur och beräknade ammoniakhalter mellan stationerna i Kalinaån kan det finnas verksamheter som har utsläpp till vattendraget.

Modellerade värden från SMHI för totalfosfor och totalkväve överensstämmer med de uppmätta värdena från Malmö stad med avseende på trend men halterna skiljer sig där SMHI:s data generellt visar på lägre halter. Det går att justera data från SMHI så att mätningarna överensstämmer någorlunda men de kan inte ersätta varandra. Data från SMHI kan användas för att se trenden vad gäller totalfosfor och totalkväve.

Mätningarna i vattendragen bedöms komplettera varandra väl, viss översyn av enskilda parametrar kan dock göras samt en bedömning om mätning fortsatt ska göras i både Skumparpsdiken och Bunkeflodiken. Utifrån möjligheten att använda data som referensvärden för förändringar av åtgärder eller verksamheter inom avrinningsområdena är det dock en fördel att fortsatt genomföra mätningarna i alla vattendragen.

9 Referenser

- ALcontrol Laboratories. (1999). Bunkelofiket och Tygelsjöbäcken 1990-1999 samt Skumparpsdiket 1995-1999. *Sammanställning och utvärdering av vattenkemiska resultat.*
- Bydén et al. (1992). Mäta vatten - Undersökningar av sött och salt vatten. Institutionen för miljövård och Oceanografiska institutionen Göteborgs universitet.
- HaV. (den 17 12 2019). Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2019:25. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten;*
- Malmö stad. (2020). Uppdragsbeskrivning.
- Naturvårdsverket. (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. *Rapport 4913 .*
- SFS 2001:554. (u.d.). Förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Miljö- och energidepartementet.
- SMHI. (den 01 12 2020). <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>.
- VISS. (den 18 11 2020). <https://viss.lansstyrelsen.se/MonitoringPrograms.aspx?monitoringProgramID=335>.

Bilaga 1

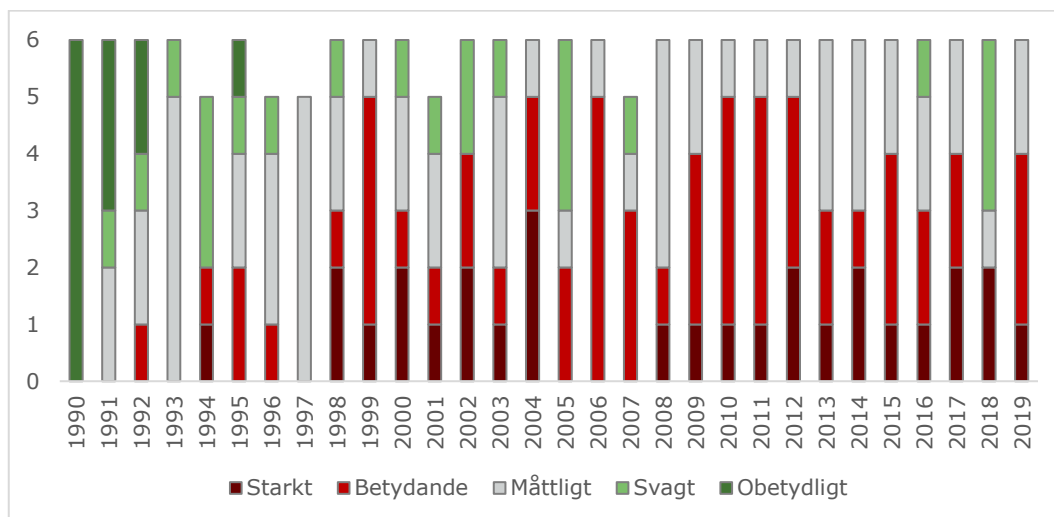
Innehållsförteckning

1	Tygelsjöbäcken	2
1.1	Turbiditet	2
1.2	Totalkväve	2
1.3	Totalfosfor.....	3
1.4	TOC.....	3
2	Skumparpsdiket	4
2.1	Turbiditet	4
2.2	Totalkväve	4
2.3	Totalfosfor.....	5
2.4	TOC.....	5
3	Bunkeflodiket.....	6
3.1	Turbiditet	6
3.2	Totalkväve	6
3.3	Totalfosfor.....	7
3.4	TOC.....	7
4	Kalinaån ned- och uppströms.....	8
4.1	Temperatur	8
4.2	Turbiditet	8
4.3	pH.....	9
4.4	Totalkväve	9
4.5	Totalfosfor.....	10
4.6	TOC.....	11
4.7	BOD	12

1 Tygelsjöbäcken

1.1 Turbiditet

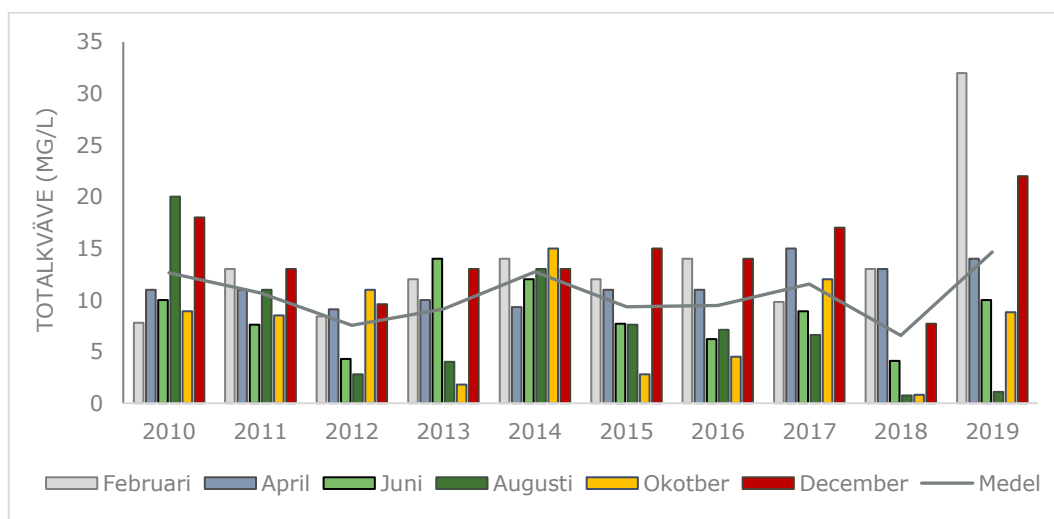
Turbiditeten i Tygelsjöbäcken varierar kraftigt mellan olika år och månader. Årsmedelvärdet har minskat något men samtidigt så har det blivit vanligare med förekomst av stark grumling under de senaste tio åren jämfört med början av 90-talet, se Figur 1.1.



Figur 1.1. Figuren visar vid hur många tillfällen som turbiditeten i Tygelsjöbäcken faller inom de olika tillståndsklasserna utifrån naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Y-axeln visar antal tillfällen och x-axeln år mellan 1990 och 2019.

1.2 Totalkväve

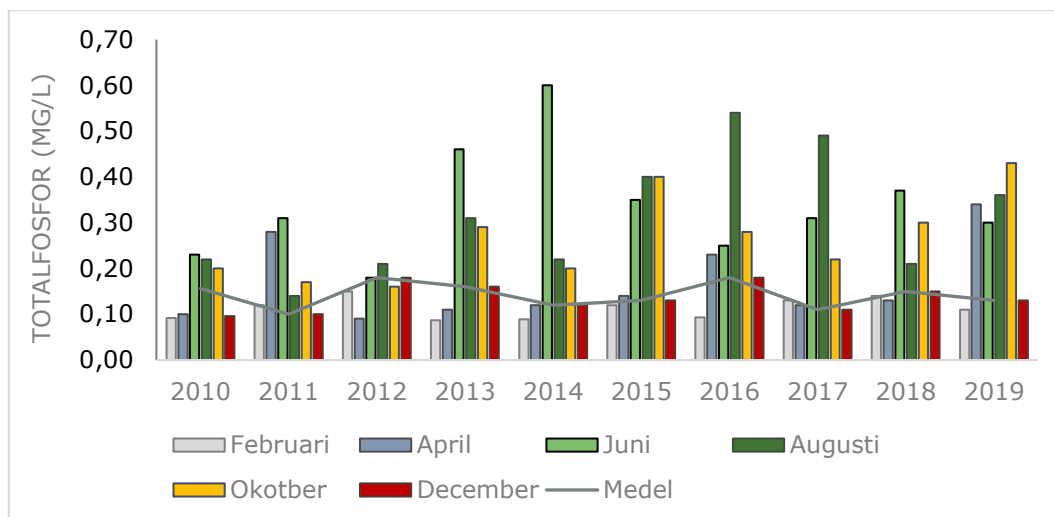
Halten totalkväve har legat på ungefär samma nivåer under de senaste tio åren i Tygelsjöbäcken. En variation syns mellan olika årstider, se Figur 1.2.



Figur 1.2. Figuren visar uppmätta halter av totalkväve (mg/l) i Tygelsjöbäcken mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle som staplar. Årsmedelvärdet visas som en linje för samma period.

1.3 Totalfosfor

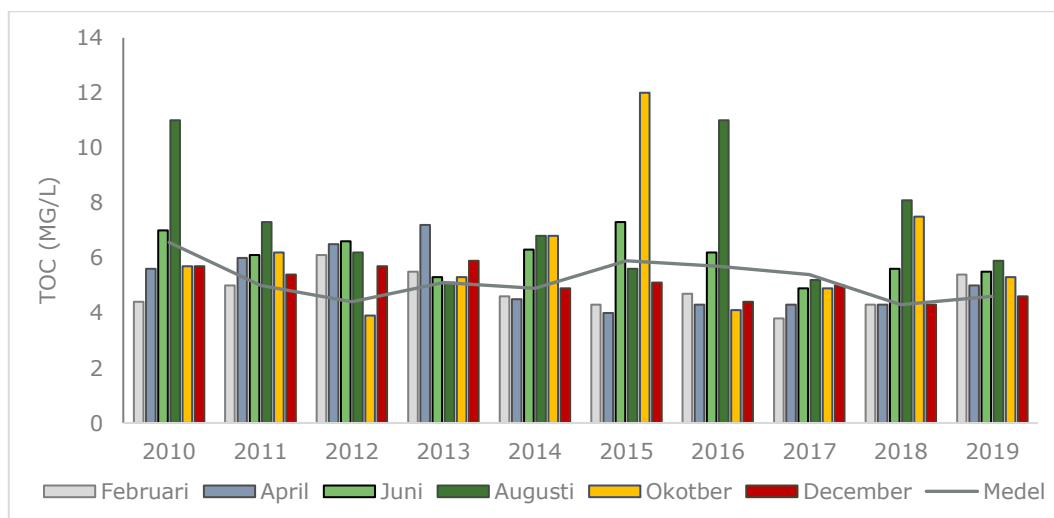
Halten totalfosfor har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Tygelsjöbäcken. En variation syns mellan olika årstider där halterna är som lägst under december - februari, se Figur 1.3.



Figur 1.3. Figuren visar uppmätta halter av totalfosfor (mg/l) i Tygelsjöbäcken mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

1.4 TOC

Halten totalfosfor har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Tygelsjöbäcken. En variation syns mellan olika årstider där halterna generellt är som högst under sensommaren, se Figur 1.4.

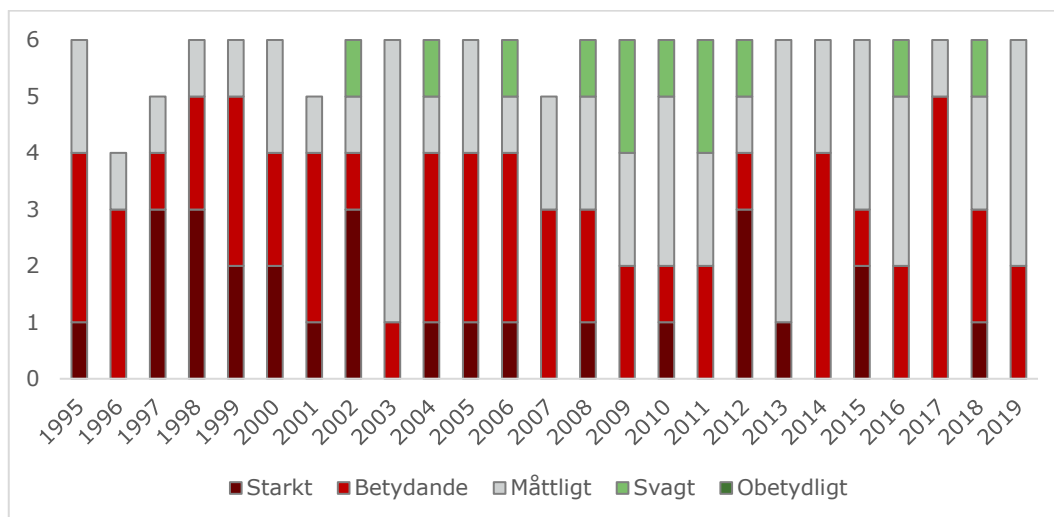


Figur 1.4. Figuren visar uppmätta halter av TOC (mg/l) i Tygelsjöbäcken mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

2 Skumparpsdiket

2.1 Turbiditet

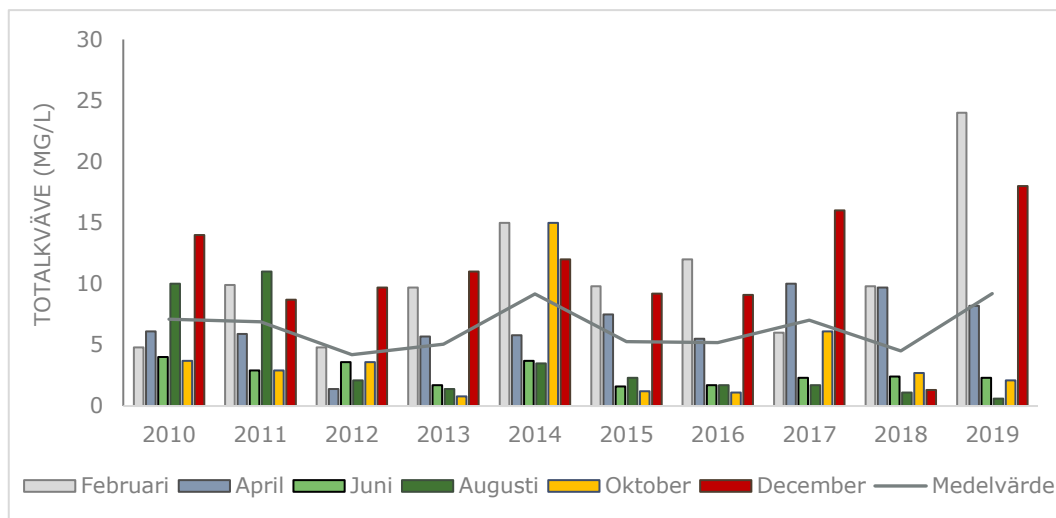
Turbiditeten i Skumparpsdiket varierar kraftigt mellan olika år och månader. Årsmedelvärdet har minskat något och samtidigt så har det blivit mindre förekommande med stark grumling under de senaste tio åren jämfört med början av 90-talet, se Figur 2.1.



Figur 2.1. Figuren visar vid hur många tillfällen som turbiditeten i Skumparpsdiket faller inom de olika tillståndsklasserna utifrån naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Y-axeln visar antal tillfällen och x-axeln år mellan 1995 och 2019.

2.2 Totalkväve

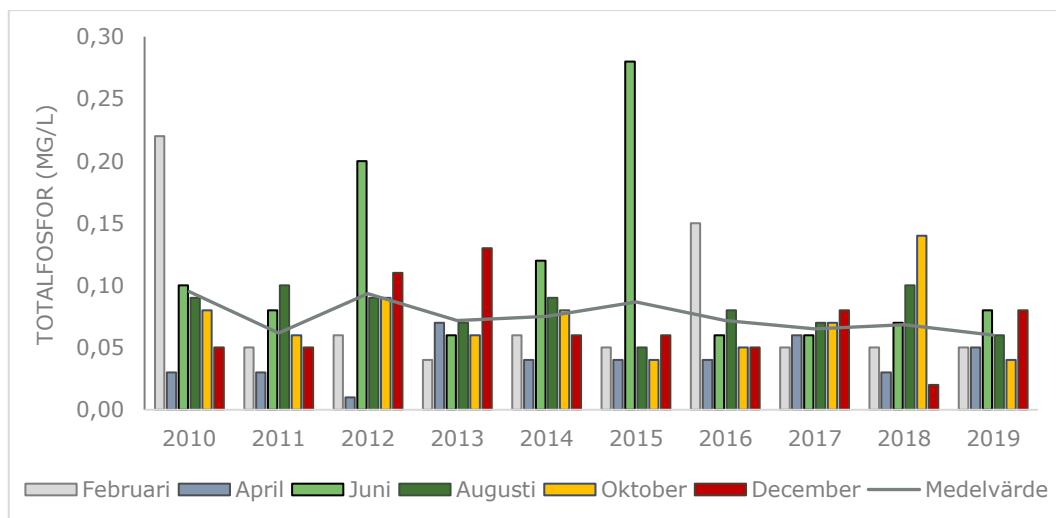
Halten totalkväve har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Skumparpsdiket. En variation syns mellan olika årstider där halterna generellt är som lägst under juni - augusti, se Figur 2.2.



Figur 2.2. Figuren visar uppmätta halter av totalkväve (mg/l) i Skumparpsdiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

2.3 Totalfosfor

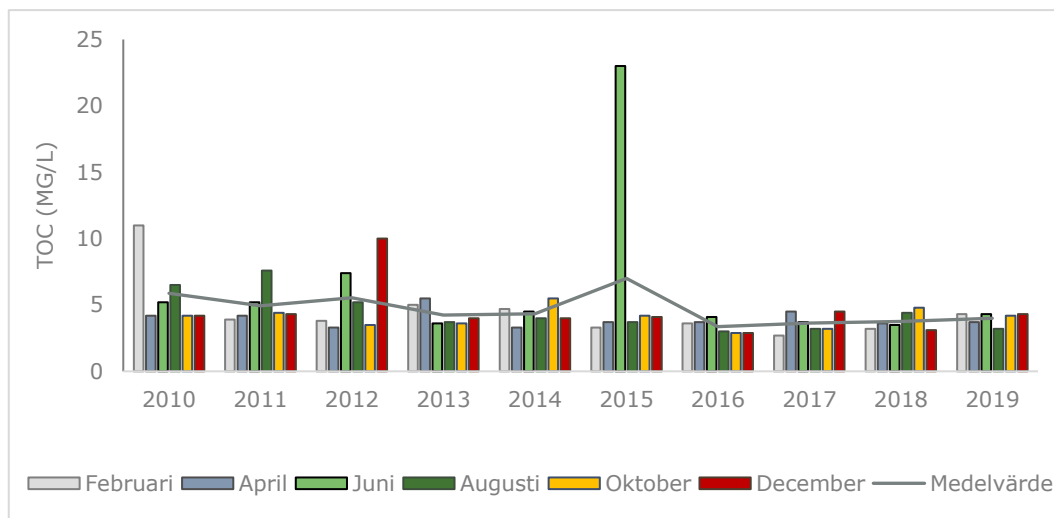
Halten totalfosfor har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Skumparpsdiket. En variation syns mellan olika årstider där halterna generellt är som lägst under april och högst under sommarmånaderna, se Figur 2.3.



Figur 2.3. Figuren visar uppmätta halter av totalfosfor i Skumparpsdiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

2.4 TOC

Halten TOC har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Skumparpsdiket, se Figur 2.4.

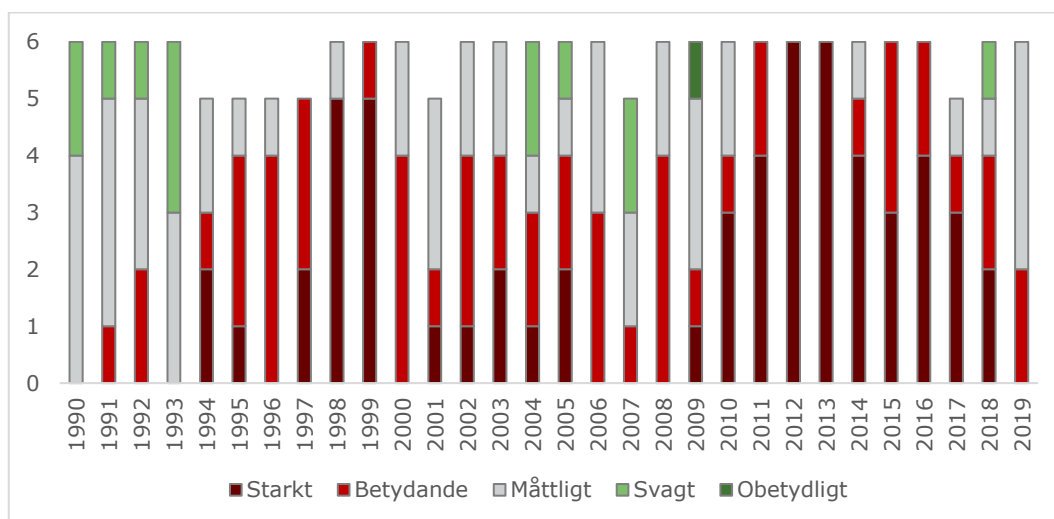


Figur 2.4. Figuren visar uppmätta halter av TOC i Skumparpsdiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

3 Bunkeflodiket

3.1 Turbiditet

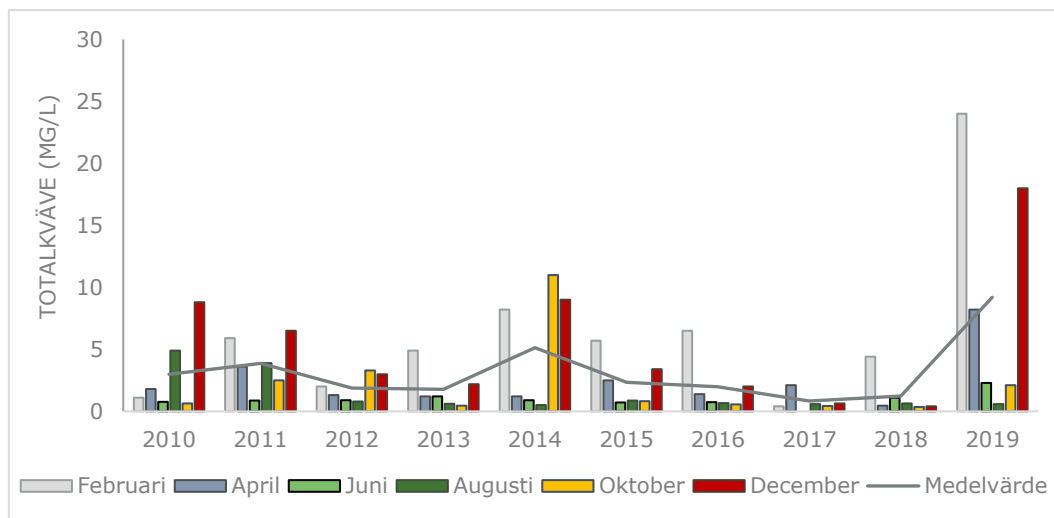
Turbiditeten i Bunkeflodiket varierar kraftigt mellan olika år och månader. Under de senaste åren har et även förekommit flertalet tillfällen med stark grumling, se Figur 3.1.



Figur 3.1. Figuren visar vid hur många tillfällen som turbiditeten i Bunkeflodiket faller inom de olika tillståndsklasserna utifrån naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Y-axeln visar antal tillfällen och x-axeln år mellan 1990 och 2019.

3.2 Totalkväve

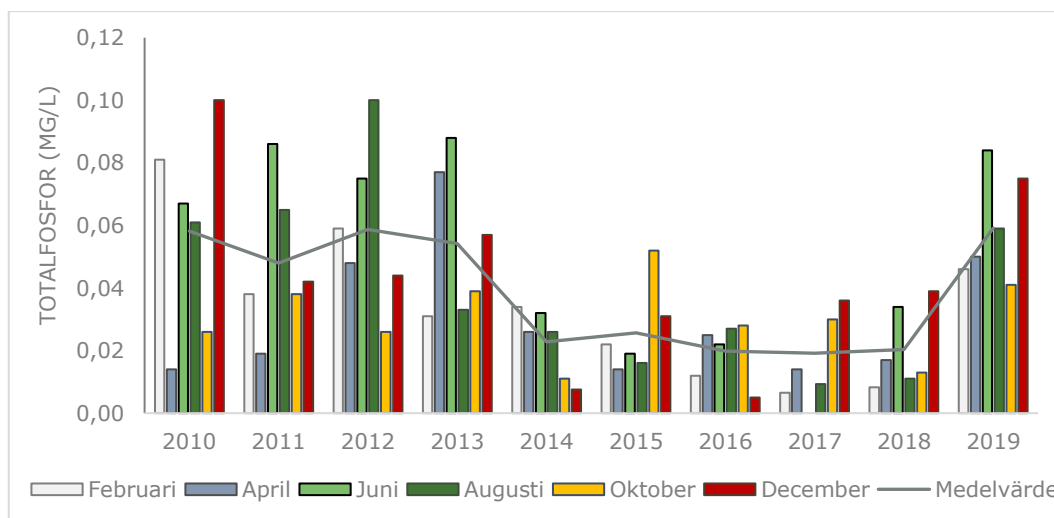
Halten totalkväve har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren men med en svag tendens till nedåtgång bortsett från 2019 för Bunkeflodiket. En variation syns mellan olika årstider där halterna är som lägst under sommarmånaderna, se Figur 3.2.



Figur 3.2. Figuren visar uppmätta halter av totalkväve (mg/l) i Bunkeflodiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

3.3 Totalfosfor

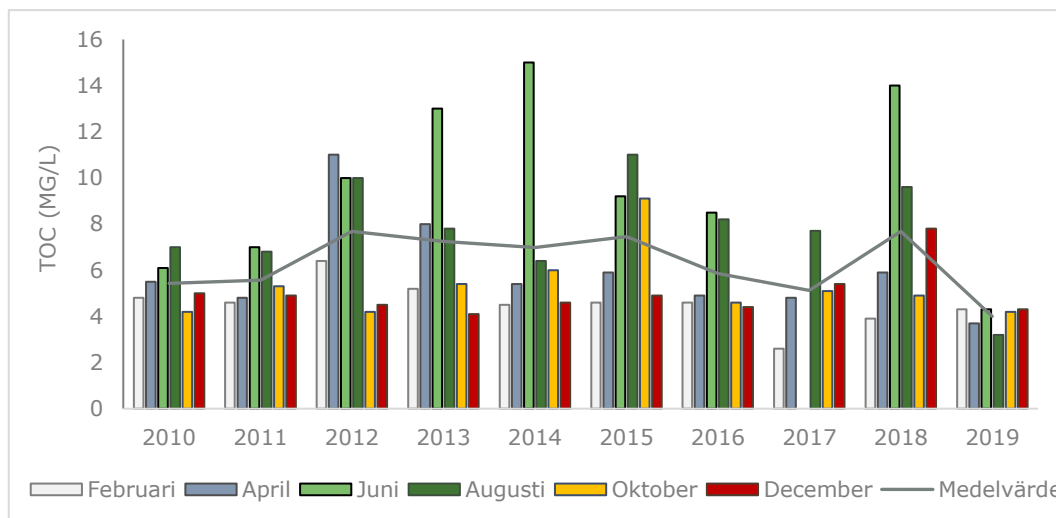
Halten totalfosfor har minskat under de senaste tio åren för Bunkeflodiket, bortsett från under 2019, se Figur 3.3.



Figur 3.3. Figuren visar uppmätta halter av totalfosfor (mg/l) i Bunkeflodiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

3.4 TOC

Halten TOC har legat på ungefär samma nivå under de senaste tio åren för Bunkeflodiket, men med en viss variation. En variation syns även mellan olika årstider där halterna är som högst under sommarmånaderna, se Figur 3.4.

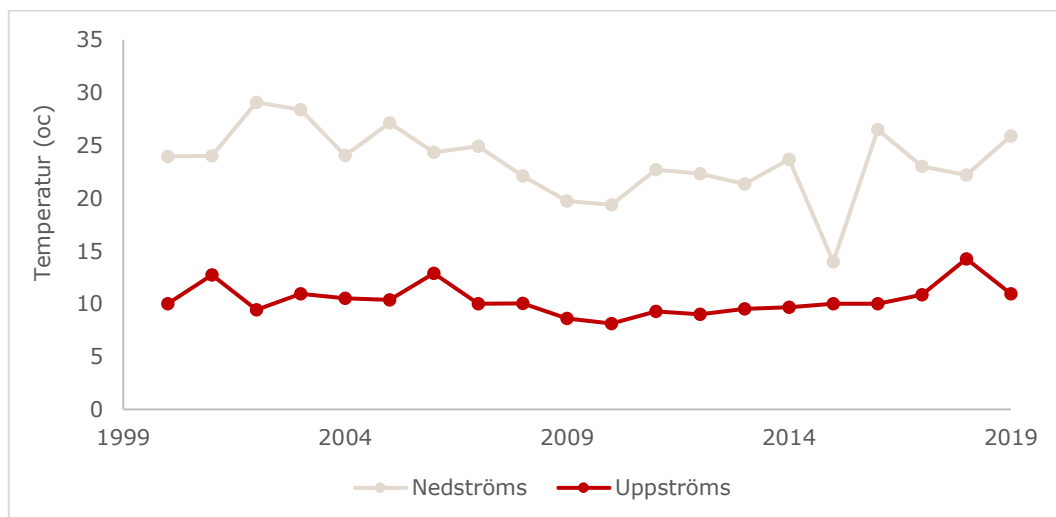


Figur 3.4. Figuren visar uppmätta halter av TOC (mg/l) i Bunkeflodiket mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

4 Kalinaån ned- och uppströms

4.1 Temperatur

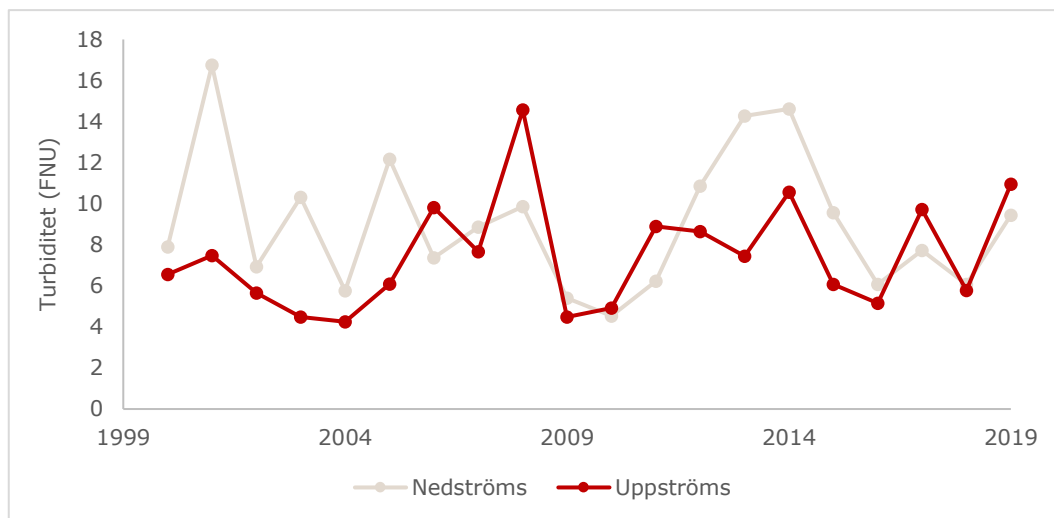
Det finns en tydlig skillnad i temperatur mellan mätstationerna för Kalinaån där temperaturen för Kalinaån nedströms ligger betydligt högre än för Kalinaån uppströms, se Figur 4.1.



Figur 4.1. I figuren visas årsmedelvärden för temperaturen (°C) för Kalinaån nedströms (grå linje) och Kalinaån uppströms (brun linje). X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln respektive år mellan 2000 och 2019.

4.2 Turbiditet

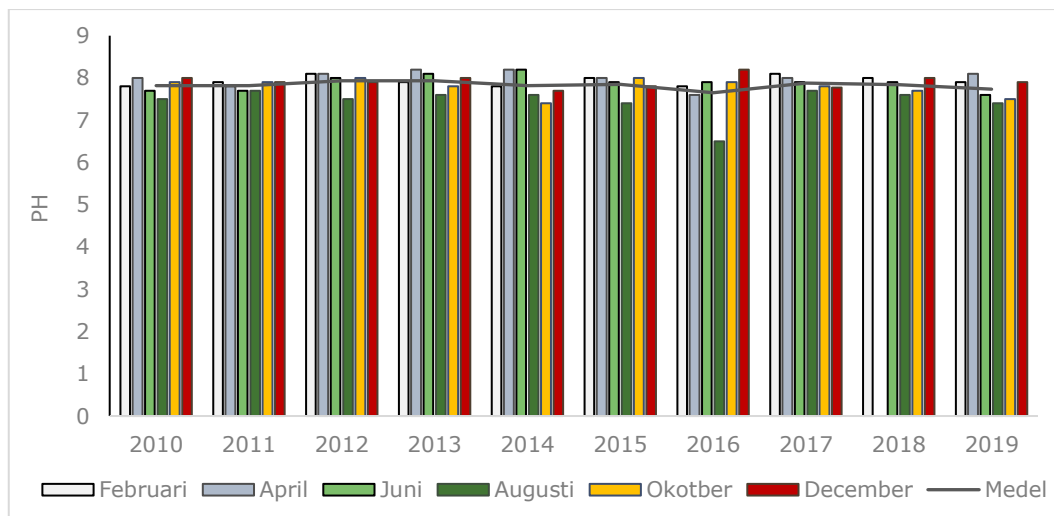
Det finns en tydlig skillnad i turbiditet mellan mätstationerna för Kalinaån där turbiditeten för Kalinaån nedströms generellt ligger högre än för Kalinaån uppströms, se Figur 4.2.



Figur 4.2. I figuren visas årsmedelvärden för turbiditet (FNU) för Kalinaån nedströms (grå linje) och Kalinaån uppströms (brun linje). X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln respektive år mellan 2000 och 2019.

4.3 pH

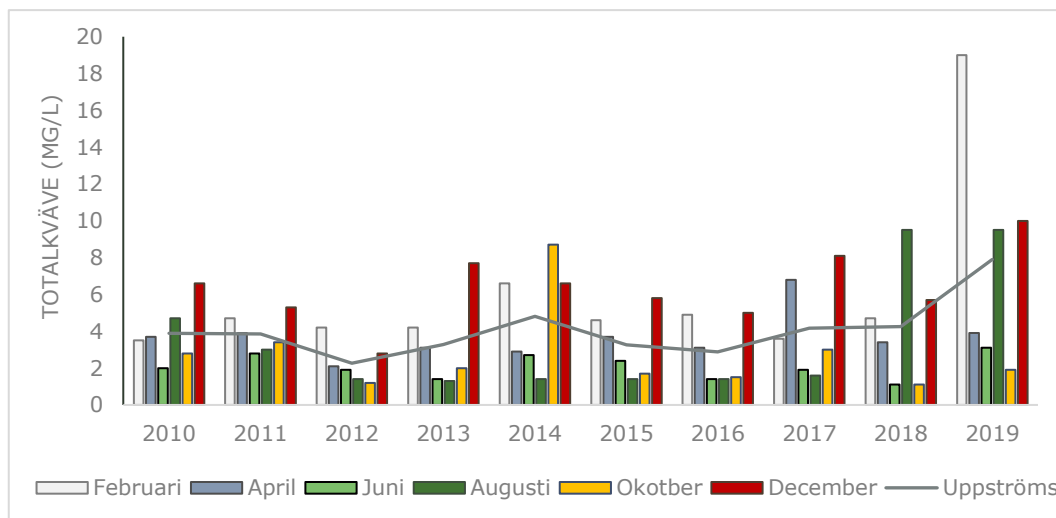
Variationen i pH är liten mellan olika månader och ligger på ungefär samma nivå. pH-värdet är generellt något lägre under sommarmånaderna, se Figur 4.3.



Figur 4.3. Figuren visar uppmätta halter av pH i Kalinaån uppströms mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger pH-värde och y-axeln år.

4.4 Totalkväve

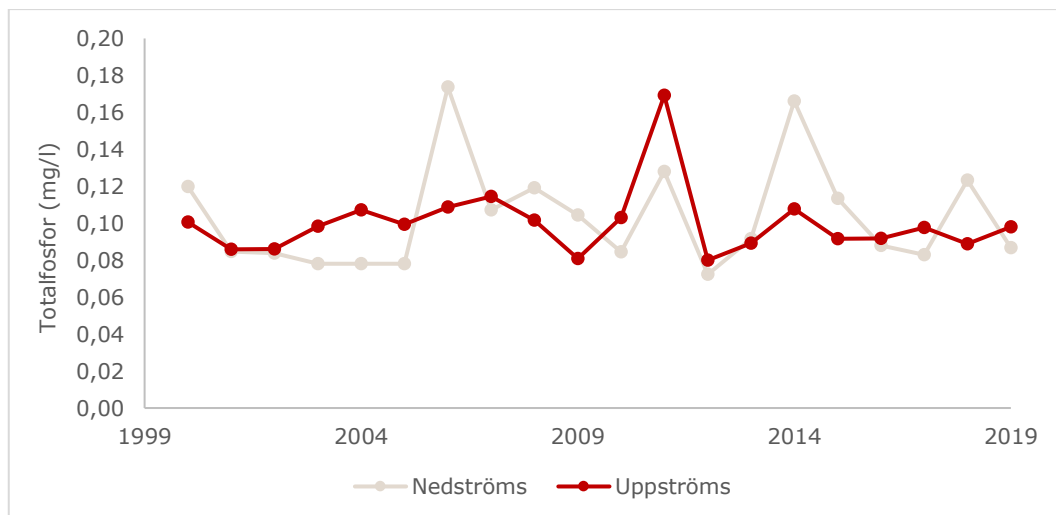
För totalkväve är förhållandena detsamma mellan båda mätstationerna varför endast Kalinaån uppströms redovisas i nedan figur.



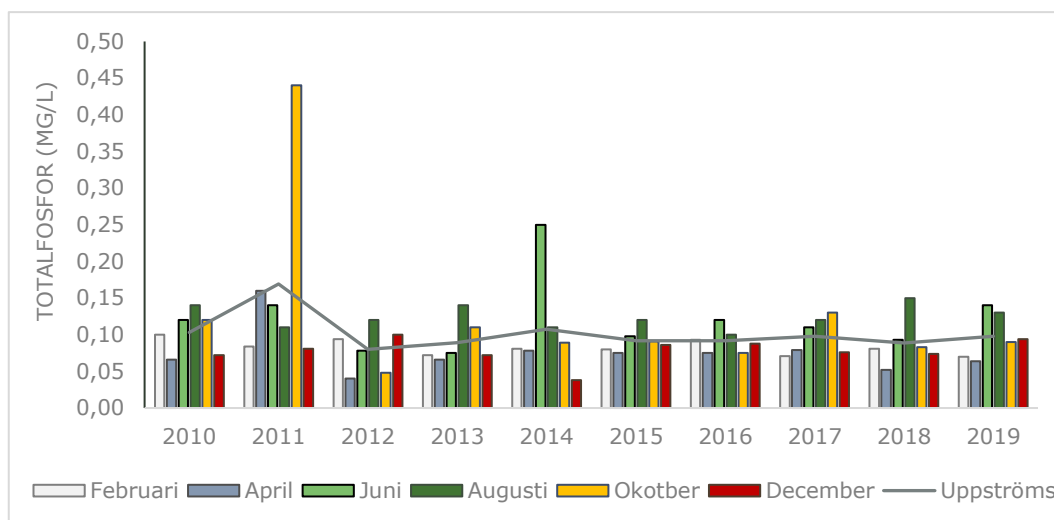
Figur 4.4. Figuren visar uppmätta halter av totalkväve (mg/l) i Kalinaån uppströms mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mättillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

4.5 Totalfosfor

Det finns en tydlig skillnad i totalfosforhalten mellan mätstationerna för Kalinaån men i stort ligger värdena på samma nivåer bortsett från ett antal år. Halten totalfosfor för Kalinaån följer samma trend som för övriga vattendrag med lägre halter under vintermånaderna, se Figur 4.5 och Figur 4.6.



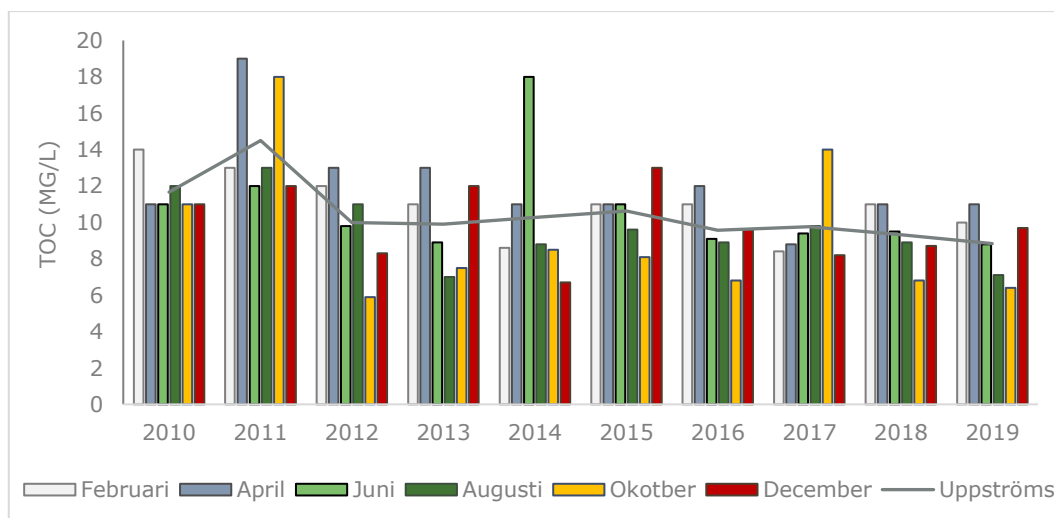
Figur 4.5. I figuren visas årsmedelvärden för halten totalfosfor för Kalinaån nedströms (grå linje) och Kalinaån uppströms (brun linje). X-axeln anger uppmätt halt i mg/L och y-axeln respektive år mellan 2000 - 2019.



Figur 4.6. Figuren visar uppmätta halter av totalfosfor (mg/l) i Kalinaån uppströms mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mätillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

4.6 TOC

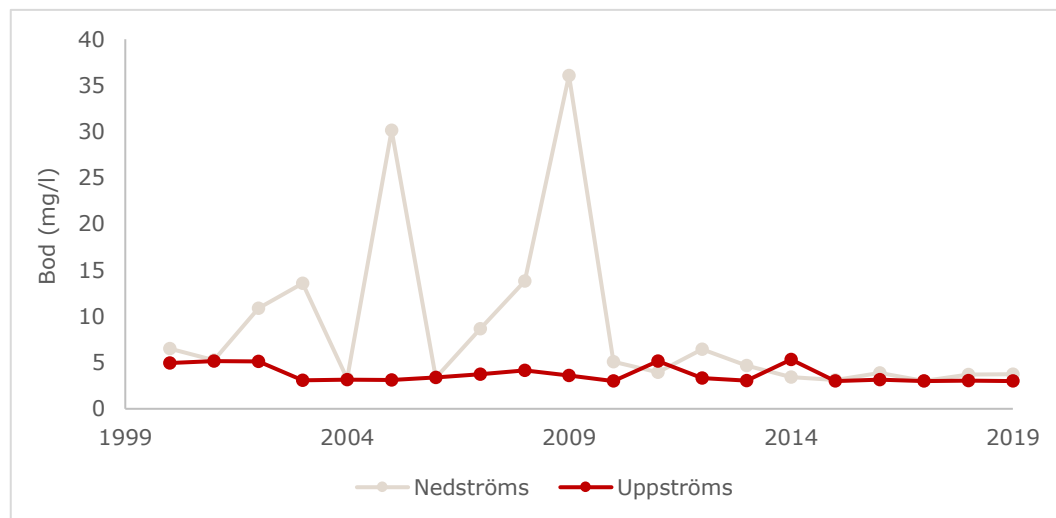
Innan 2010 fanns en större variation mellan Kalinaån upp- och nedströms, sedan dess är halterna motsvarande varför endast mätvärden för Kalinaån uppströms redovisas i nedan figur.



Figur 4.7. Figuren visar uppmätta halter av TOC i Kalinaån uppströms mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mätillfälle. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.

4.7 BOD

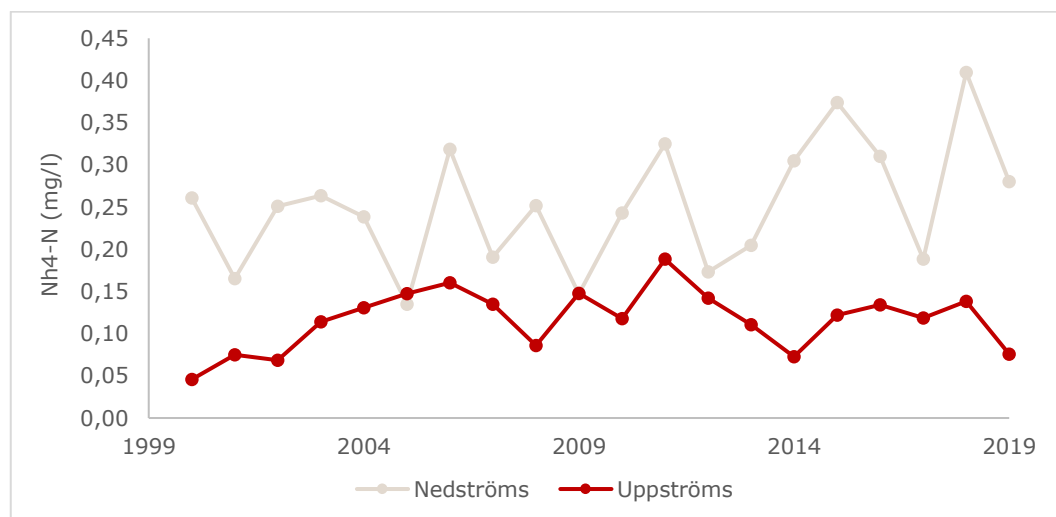
Precis som för TOC var det en större variation i uppmätta halter av BOD innan 2010 mellan Kalinaån upp- och nedströms, sedan dess är halterna motsvarande, se Figur 4.8.



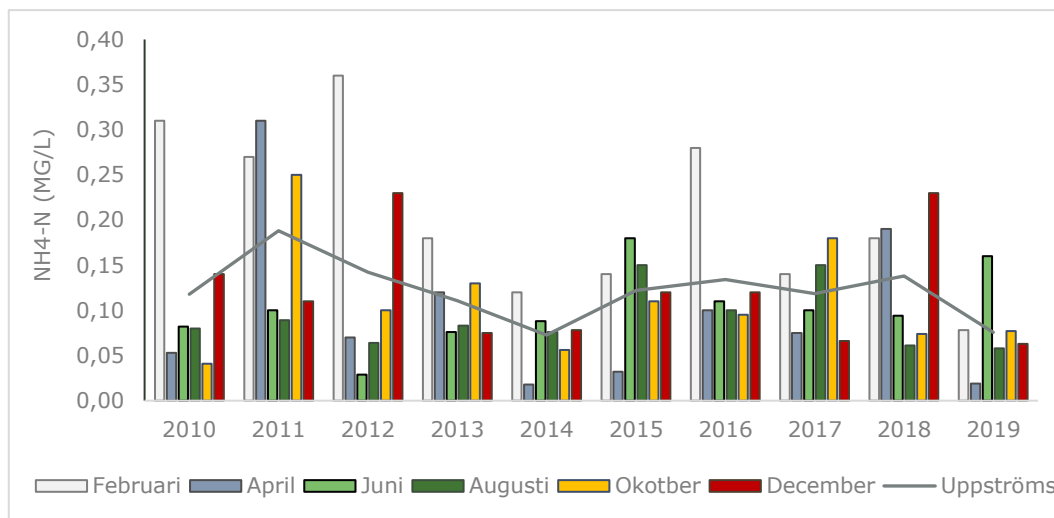
Figur 4.8. I figuren visas årsmedelvärden för halten BOD för Kalinaån nedströms (grå linje) och Kalinaån uppströms (brun linje). Bortsett från avvikande höga värden för Kalinaån nedströms under 2003, 2005 och 2009 så är halterna motsvarande för båda stationerna. X-axeln anger uppmätt halt (mg/l) och y-axeln respektive år mellan 2000 och 2019.

4.7.1 Ammoniumkväve, NH₄-N

Det finns en tydlig skillnad i ammoniumkväve mellan mätstationerna för Kalinaån där halten ammoniumkväve för Kalinaån nedströms generellt ligger högre än för Kalinaån uppströms, se Figur 4.9. Halten ammoniumkväve varierar kraftigt mellan olika år och årstider men är generellt något lägre under sommarmånaderna, se Figur 4.9 och Figur 4.10.



Figur 4.9. I figuren visas årsmedelvärden för halten ammoniumkväve för Kalinaån nedströms (grå linje) och Kalinaån uppströms (brun linje). X-axeln anger uppmätt halt (mg/l) och y-axeln respektive år mellan 2000 och 2019.



Figur 4.10. Figuren visar uppmätta halter av ammoniumkväve (mg/l) i Kalinaån uppströms mellan åren 2010 och 2019 vid respektive mätillfälle, samt årsmedelvärdet för samma period. Årsmedelvärdet visas som en grå linje för samma period. X-axeln anger uppmätt halt och y-axeln år.