

Riskbedömning och prioritering av avloppsreningsverk avseende recipientkontroll

Agnes Eriksson

Civilingenjör, Naturresursteknik
2025

Luleå tekniska universitet
Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser

[Denna sida har avsiktligt lämnats tom]

FÖRORD

Denna rapport avslutar mina studier på civilingenjörsprogrammet Naturresursteknik med inriktning miljö och vatten vid Luleå Tekniska Universitet, LTU.

Jag vill rikta ett varmt tack till min handledare vid LTU, Inga Herrmann, för all vägledning och allt stöd hon har gett under hela arbetsprocessen. Jag vill även tacka Maria Lundin, handledare vid Tekniska Verken i Kiruna. Tack för din tid, intresse och all hjälp under arbetets gång.

Till min familj, vänner och partner. Ni har ständigt funnits där för att uppmuntra och stötta mig, särskilt under de mest intensiva och utmanande perioderna. Det är tack vare er hjälp som jag klarat av både detta examensarbete och de senaste fem åren av studier. Tack.

Luleå, Januari 2025

Agnes Eriksson

SAMMANFATTNING

Utsläpp av avloppsvatten bidrar till en rad olika miljöproblem. För att undersöka hur stor påverkan ett avloppsreningsverk har på sin recipient krävs provtagningar i recipienten. I Kiruna kommun genomförs provtagning via ett gemensamt provtagningsprogram. Det har dock konstaterats att det finns ett behov av att undersöka vilka av de 16 mindre reningsverk i kommunen som bedöms ha de största riskerna att påverka sin recipient negativt. Målet med arbetet är att skapa ett förslag på ett recipientkontrollprogram baserat på en riskbedömning som sen kan användas för att avgöra vilka reningsverk som bör prioriteras i ett framtida provtagningsprogram. Förslaget ska inkludera lämpliga parametrar, platser och frekvens för provtagning. Under arbetet genomfördes en riksinventering och en modell för riskbedömning togs fram. Dessutom undersöktes förekomsten av läkemedelsrester genom provtagning vid avloppsreningsverket i Vittangi.

Metoden som används är en litteraturstudie kombinerat med datainsamling från databaser och rapporter för de aktuella anläggningarna. Information om reningsverken och recipienterna har samlats in från bland annat miljörapporter, VISS och SMHI.

En modell för riskklassning utvecklades baserat på sex kriterier som i sin tur innefattar olika riskfaktorer. Modellen utvärderar risker kopplade till anläggningen samt risker för recipienten, och genererar en riskpoäng för varje reningsverk. En känslighetsanalys genomfördes för att utvärdera hur olika riskfaktorer påverkar riskklassningen. Resultaten visar att de reningsverk med högst riskpoäng är Svappavaara, Lainio, Abisko och Övre Soppero. Några av faktorerna som bedöms bidra till de höga riskpoängen är bräddning, dimensionering, utsläppsvillkor och recipientens närhet till känsliga områden.

Provtagning vid Vittangi reningsverk visade att koncentrationerna av läkemedel och hormoner var under rapporteringsgränsen. I och med att inga koncentrationer kunde rapporteras antas läkemedelsrester inte utgöra en betydande risk för recipienten men ytterligare provtagningar krävs med lägre rapporteringsgräns för att säkerställa antagandet.

I diskussionsdelen analyseras modellens styrkor och svagheter. Faktorer som brist på tillgänglig data, komplexiteten i att bedöma vissa risker och behovet av uppdaterad information diskuteras. Slutsatsen är att modellen ger en indikation på potentiella risker och bör användas för att prioritera åtgärder för att skydda recipienten men ger ingen direkt bild av de faktiska riskerna. Modellen innehåller även många förenklingar och är endast anpassad för de aktuella anläggningarna för studien.

Rapporten rekommenderar att recipientkontroll bör prioriteras vid reningsverken i Abisko, Lainio och Övre Soppero. Analyser av kväve, fosfor, metaller och andra relevanta parametrar föreslås för att bedöma reningsverkens påverkan på recipienterna. Rapporten poängterar även vikten av att regelbundet utvärdera och uppdatera recipientkontrollprogrammet baserat på ny information och förändrade förutsättningar.

ABSTRACT

Wastewater discharge contributes to various environmental issues. To assess the impact of a wastewater treatment plant on its receiving body of water, sampling within the recipient is required. In Kiruna Municipality, sampling is conducted via a monitoring program that includes several different companies. However, it has been determined that there is a need to evaluate which of the 16 smaller treatment plants in the municipality that pose the greatest risks to their respective recipients. The objective of the report is to propose a recipient monitoring program based on a risk assessment of the treatment plants, which can then be used to prioritize facilities for a future sampling program. The proposal includes appropriate parameters, locations, and sampling frequencies.

During this study, various risks were compiled, and a model for risk assessment was developed. Additionally, the presence of pharmaceutical residues was investigated through sampling at the wastewater treatment plant in Vittangi. The method involved a literature review combined with data collection from different databases and reports. Information about the treatment plants and their recipients was gathered from environmental reports, the VISS database, and the Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI).

A model for risk assessment was developed based on six criteria, each containing different risk factors. The model evaluates risks associated with the facility as well as risks for the recipient and it generates a risk score for each treatment plant. A sensitivity analysis was performed to evaluate how different risk factors influence the risk classification. The results show that the treatment plants with the highest risk scores were Svappavaara, Lainio, Abisko, and Övre Soppero. Factors contributing to the high risk scores include overflow events, design capacity, how well the facility complies with the emission restrictions, and the recipient's nearness to sensitive areas.

Sampling at the Vittangi treatment plant showed that concentrations of pharmaceuticals and hormones were below the reporting limit. Since no concentrations could be reported, pharmaceutical residues are not considered to pose a significant risk to the recipient. However, additional sampling with lower reporting limits is required to confirm this assumption.

The discussion section analyses the strengths and weaknesses of the model. Issues such as data uncertainty, the complexity of assessing certain risks, and the need for updated information are discussed. The conclusion is that the model provides an indication of potential risks and should be used to prioritize actions to protect the recipient but does not offer a direct depiction of actual risks. The model also includes many simplifications and is tailored specifically to the facilities studied.

The report recommends prioritizing recipient monitoring at the treatment plants in Abisko, Lainio, and Övre Soppero. Analyses of nitrogen, phosphorus, metals, and other relevant parameters are suggested to evaluate the impact of the treatment plants on the recipients. The report also emphasizes the importance of regularly evaluating and updating the recipient monitoring program based on new information and changing conditions.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD.....	i
SAMMANFATTNING.....	ii
ABSTRACT	iii
BEGREPPSFÖRKLARING	vi
1 INLEDNING	1
1.1 Syfte och mål	2
1.2 Avgränsningar	3
2 BAKGRUND	4
2.1 Risker och effekter	4
2.2 Riskbedömning	4
2.3 Statusklassning av ytvatten	6
2.4 Avloppsvattens påverkan för miljön	7
2.4.1 Avloppsvattens sammansättning	7
2.4.2 Läkemedel och dess miljöeffekter	9
2.4.3 Övergödning	10
2.5 Skyddad natur	12
2.6 Klimatförändringen.....	13
2.7 Lagar och förordningar	13
2.7.1 Ramdirektivet för vatten	13
2.7.2 Avloppsdirektivet.....	14
2.7.3 Direktiv baserat på reningsverkets dimensionering.....	14
2.7.4 Egenkontroll	15
2.8 Ledningsnät, reningsverk och reningsprocesser	15
2.8.1 Ledningsnätets uppbyggnad	15
2.8.2 Reningsprocesser i små reningsverk.....	16
2.8.3 Markbaserad rening	17
2.8.4 Tillgång till kemikalier	18
2.9 Recipientkontroll.....	18
3 METOD.....	19
3.1 Områdesbeskrivning	19
3.1.1 Nuvarande recipientkontroll	20
3.2 Insamling av information och data.....	20
3.3 Provtagning	21
3.4 Riskbedömning	22
3.4.1 Modell för riskklassning	22
3.4.2 Känslighetsanalys	24

4	RESULTAT.....	25
4.1	Framtagning av modell	25
4.1.1	Känslighetsanalys	28
4.2	Provtagning	30
4.3	Risikanalys	31
4.3.1	Sammanställning av data	31
4.3.2	Resultat från risikanalysen.....	34
4.3.3	Förslag för provtagning	35
5	DISKUSSION	36
5.1	Framtagning av modell	36
5.1.1	Utveckling av modellen.....	36
5.1.2	Känslighetsanalys	37
5.2	Risker för anläggning.....	37
5.2.1	Anläggning och ledningsnät	37
5.2.2	Reningsverkens utsläppsvillkor	38
5.3	Risker för recipienten.....	39
5.3.1	Risk för att vattenstatus påverkas negativt	39
5.3.2	Risk för påverkan av skyddad natur och allmänna intressen inom eller i närhet av recipienten	41
5.4	Mikroföroreningar i recipienten.....	42
5.5	Risiklassning utifrån den framtagna modellen.....	43
5.6	Framtida kontrollprogram	45
6	SLUTSATSER.....	46
7	FRAMTIDA STUDIER	48
8	REFERENSER.....	49
	BILAGA A. Information om reningsverk och ledningsnät	53
	BILAGA B. Analysresultat från provtagning vid Vittangi reningsverk.....	54
	BILAGA C. Gränsvärden för särskilda förorenande ämnen enligt HVMFS (2019:25).....	55
	BILAGA D. Uppmätta koncentrationer samt LOEC och PNEC värden för olika läkemedel.....	57
	BILAGA E. Sammanställd information om flöden och statusklassning.....	58
	BILAGA F. Sammanställd information om villkor enligt tillstånd och beslut.....	66
	BILAGA G. Fullständig modell med poängfördelning	67

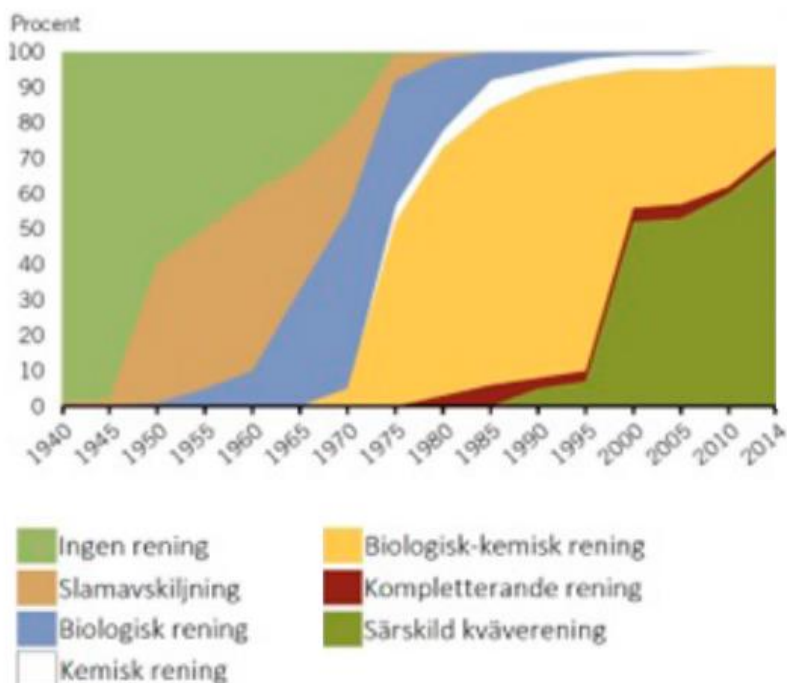
BEGREPPSFÖRKLARING

Recipient	En vattenförekomst som tar emot utsläppen från ett avloppsreningsverk.
Statusklassning	En bedömning av en vattenförekomsts ekologiska och kemiska status som baseras på ett antal parametrar.
pe	Personekvivalenter. Definieras i Sverige som en BOD ₇ belastning om 70 gram per dygn.
BOD	(=Biochemical Oxygen Demand) Biokemisk syreförbrukning. Anges ofta som BOD ₇ vilket är ett mått på den biokemiska syreförbrukningen under 7 dygn vid 20 °C
Mikroföroreningar	Ett samlingsnamn på föroreningar som förekommer ibland annat avloppsvatten som bidrar till negativa effekter på miljön. Exempel läkemedel, mikroplaster eller PFAS
Övergödning	Ett miljöproblem som uppstår när mycket näringsämnen finns närvarande i en vattenförekomst

1 INLEDNING

Vatten är en förutsättning för allt liv på jorden (Globala målen, 2022). Tillgång till rent vatten och sanitet är det sjätte av de 17 globala målen som ska uppnås till 2030. Det innefattar ett flertal delmål där bland annat allas rätt till säkert vatten, förbättrad vattenkvalitet samt skydd av vattenrelaterade ekosystem ingår. Det är därför av största vikt att förorening av jordens vattenresurser minimeras. För att uppnå de globala målen är minimering av miljöpåverkan från samhällets avloppshantering en central del (Globala målen, 2022).

Hantering och försörjning av vatten i Sverige har en lång historia som sträcker sig tillbaka till mitten av 1800-talet (Lidström, 2020). Brandrisk och sjukdomsspridning i de tätbyggda samhällena var de främsta motiven för utvecklingen av ett vatten- och avloppssystem, VA-systemet. Saniteten i samhällena ökade genom att avloppsvatten började ledas bort från gator och torg, ut i närmaste recipient. Avloppsvatten innehåller bland annat organiskt material, kväve, fosfor men även bakterier eller föroreningar som kan vara sjukdomsframkallande (Naturvårdsverket, u.å.a). Många av dessa ämnen förekommer naturligt i miljön där de förekommer i olika kretslopp. Det finns dock en gräns för vad miljön klarar av och vid högre koncentrationer eller vid känsliga områden klassas dessa utsläpp som föroreningar. Problem som syrebrist, fiskdöd och spridning av sjukdomar började uppstå i recipienterna där det orenade avloppsvattnet släpptes ut (Naturvårdsverket, 2022). För att motverka detta började reningstekniker att appliceras. Som ett första steg implementerades slamavskiljning men snart följde även biologisk och kemisk rening. Under senare år har mer avancerad rening börjat utvecklas för att rena vatten från läkemedelsrester och andra kemikalier, gemensamt kallat mikroföroreningar. Vilken typ av rening som krävs kan variera för olika platser baserat på bland annat recipientens känslighet. Figur 1 visar ordningen för hur och när olika reningstekniker utvecklats i kommunala reningsverk från år 1940 till 2014 (Naturvårdsverket, 2022).



Figur 1. Utveckling av reningstekniker i kommunala reningsverk mellan 1940 till 2014 (Naturvårdsverket, 2022).

Utvecklingen av avloppsreningen baseras på hur recipienterna reagerar och nya tekniker utvecklas allteftersom nya problem eller risker upptäcks (Lidström, 2020). I och med det krävs det att övervakning av recipienterna sker kontinuerligt för att risker ska kunna identifieras och motarbetas i tidiga skeden. Övervakningen görs vanligtvis via ett recipientkontrollprogram, det innebär att övervakning av ett påverkat område utförs där förändringar och nuvarande tillstånd av miljön i området undersöks (Naturvårdsverket, u.å.b). Kontrollprogrammet kan sedan användas för att tillämpa skyddande åtgärder för att minska påverkan från föroreningar. Som grund för recipientkontrollprogrammet kan en riskbedömning göras. En riskbedömning kan i sin tur bestå av olika delar men kan ofta sammanfattas med fyra huvudmoment: Problembeskrivning, Exponeringsanalys, Effektanalys och Riskkaraktärisering (Naturvårdsverket, u.å.c). Exempel på faktorer som har betydelse för den slutliga bedömningen kan vara recipientens känslighet och nuvarande status, reningsverkets reningsgrad i förhållande till utsläppskrav samt flöden från reningsverket respektive flöden i recipienten. Riskbedömningen som görs kan sedan användas som grund för att ta fram ett recipientkontrollprogram.

Kiruna kommun har i dagsläget ett flertal mindre reningsverk som övervakas via ett gemensamt provtagningsprogram. Ansvar för reningsverken ligger hos Tekniska Verken i Kiruna AB. Det nuvarande provtagningsprogrammet är upprättat via ett vattenvårdsförbund men kan endast anses vara representativt för Kiruna avloppsreningsverk. För de mindre reningsverken ligger provtagningspunkterna inte optimalt för att få en rättvis bild över hur de olika recipienterna påverkas. I och med detta finns ett behov av inventering och prioritering av de mindre reningsverken, för att avgöra lokalisering, parametrar och frekvens för provtagning i ett framtida recipientkontrollprogram.

1.1 Syfte och mål

Syftet med arbetet är att ta fram ett förslag för recipientkontroll för små kommunala reningsverk i Kiruna kommun där kontrollprogrammet utformas baserat på en riskbedömning och prioritering av reningsverken.

Under arbetet genomfördes följande punkter:

- Lämpliga parametrar som kan användas för att göra prioriteringar för vilka reningsverk som hade störst risk att påverka sin recipient diskuterades och bedömdes.
- Förekomsten av läkemedelsrester i avloppsvatten och i recipienten undersöktes.
- Risker att recipienternas ekologiska och kemiska status påverkades negativt analyserades och kvantifierades genom att en modell för riskklassning av recipientpåverkan från små avloppsreningsverk togs fram.
- Ett förslag för hur recipientkontroll kan genomföras med lämpliga platser, parametrar samt provtagningsfrekvens utformades.

1.2 Avgränsningar

Under arbetet har information om de olika anläggningarna baserats på erhållna dokument bestående av miljörapporter från 2023 samt tillstånd och beslut. Hänsyn har inte tagits till hur bland annat flöden, bräddningar eller utsläppshalter sett ut för tidigare år.

För att öka bredden på arbetet valdes läkemedel ut som en parameter att analysera genom provtagning. Provtagningen inkluderade fyra läkemedelsrester som ingick i ett provtagningspaket utifrån Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder för särskilt främmande ämnen (HVMFS,2019:25). Ytterligare läkemedelsrester inkluderades inte för att minska kostnaden för provtagning. Förekomst av andra typer av mikroföroreningar beskrivs endast kort men utgör inte en central del av arbetet.

Avgränsningar har även gjorts i samband med riksinventeringen. Risker för mikroföroreningar tas ej hänsyn till i och med att information om förekomst av mikroföroreningar i recipienterna är bristfällig i bedömningsmaterialet. Risker för utsläppsvillkor med hänsyn till kväve anses inte relevant för bedömningen i nuläget då inget av reningsverken har krav på kväverening. Konsekvenserna av ökade temperaturer anses osäkra vilket bidrar till svårigheter att ta fram förutsättningar för risken.

2 BAKGRUND

2.1 Risker och effekter

En risk kan beskrivas som sannolikheten att en händelse sker, vilket i sin tur ger upphov till negativa konsekvenser (Davidsson & Göransson, 2003). Enligt Davidsson & Göransson kan risker delas upp i olika grupper; deterministisk, slumpmässiga och katastrofer. En deterministisk risk har ofta kända konsekvenser och en känd sannolikhet. Viss variation kan förekomma men den är ofta mycket begränsad. Till exempel är antalet mindre trafikolyckor i landet ungefär samma varje år vilket gör att det kallas som en deterministisk risk. För varje år följer statistiken samma mönster. De slumpmässiga riskerna beskriver Davidsson och Göransson (2003) som händelser som har stor variation, både när det kommer till sannolikhet och konsekvenser. I och med den större variationen måste varje händelse studeras separat för att kunna få en rättvis bedömning. Slutligen kan en risk klassas som en katastrof. Dessa händelser har mycket låg sannolikhet men om händelsen inträffar kan det leda till stora konsekvenser. Dessa händelser kan vara svåra att klassificera då avvägningen måste baseras på mycket små sannolikheter (Davidsson & Göransson, 2003). Effekter kan reagera med varandra på olika sätt vilket ger upphov till olika typer av konsekvenser (Naturvårdsverket, 2023a). Samverkan av effekter kallas kumulativa effekter och kan delas in i tre olika kategorier. I de fall minst två effekter reagerar med varandra och den totala effekten är lika stor som summan av varje enskild effekt, kallas effekten additiv. Effekterna kan även reagera och motverka varandra, så kallade motverkande effekter (Naturvårdsverket, 2023a). Den totala effekten blir då mindre än summan av de enskilda effekterna. Den sista kategorin är synergistiska effekter där kombinationen av effekterna resulterar i större effekter än vid additiva effekter. Det är viktigt att dessa effekter tas i beaktning då konsekvenserna av effekterna kan flerdubblas (Naturvårdsverket, 2023a).

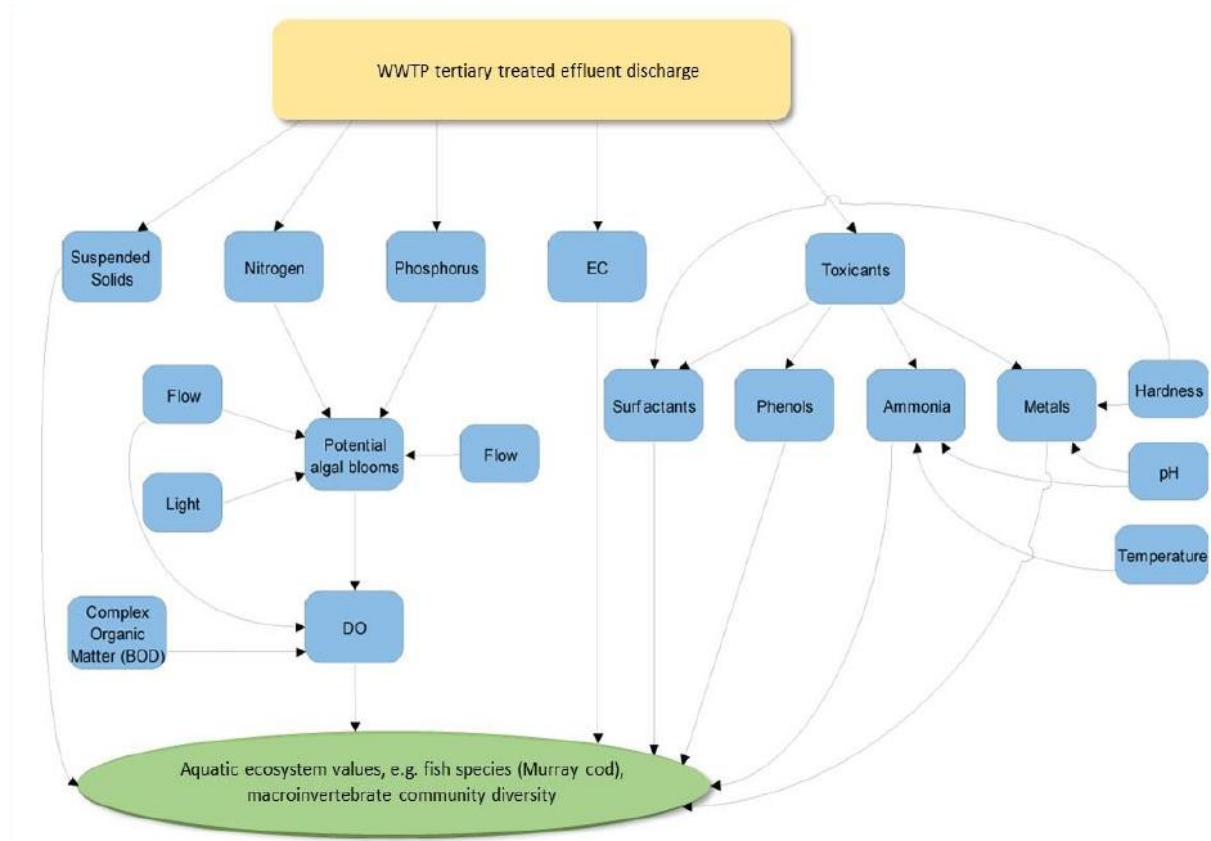
2.2 Riskbedömning

I en riskbedömning sammanställs sannolikhet och konsekvenser för olika risker där hänsyn tas till så många risker som möjligt (EPA Victoria, 2023). Detta bidrar till en bättre bild över verksamhetens miljöpåverkan samt vilka åtgärder som kan genomföras för att motverka eller minska de negativa effekterna. Figur 2 redovisar lämpliga steg att genomföra i en riskbedömning (EPA Victoria, 2023).



Figur 2. Modell över genomförandebeskrivning för en riskbedömning (WSP Environmental Sverige).

En viktig aspekt att ta hänsyn till är om recipienten är känslig med avseende till hälsoskydd (WSP Environmental Sverige, 2021). Detta kan innefatta om recipienten används som vattentäkt eller om en badplats kan riskera att påverkas. Recipienten kan bedömas ha högt skyddsvärde om den ligger i ett område som har höga naturvärden som bör skyddas (WSP Environmental Sverige, 2021). Det är även viktigt att ta hänsyn till vad det är för typ av avloppsvatten som reningsverket tar emot. Rapporten från EPA Victoria (2023) fastställer att olika typer av avloppsvatten innehåller olika typer av föroreningar vilket resulterar i varierande koncentrationer av föroreningar i recipienten. Genom analys av mätdata kan halter av föroreningar jämföras med olika gränsvärden för att avgöra verksamhetens påverkan. Om data saknas kan även en typ av expertbedömning göras där sakkunniga kan dra slutsatser om olika effekter baserat på tidigare erfarenhet. En annan faktor som är viktig att ta hänsyn till är hur stort flödet ut till recipienten är (EPA Victoria, 2023). Om små flöden renat avloppsvatten släpps ut i en stor recipient kommer utspädning ske där andelen föroreningar är relativt liten. Är recipienten däremot mindre blir utspädningen inte lika stor vilket orsakar högre koncentrationer som kan ge en större påverkan på ekosystemen. I och med klimatförändringen kan flödet i recipienter påverkas där torra perioder ger upphov till mycket låga flöden som i sin tur ökar recipienten känslighet mot föroreningar. Figur 3 beskriver en konceptuell modell över olika effekter som utsläpp av avloppsvatten kan leda till i naturen med hänsyn akvatiska ekosystem (EPA Victoria, 2023).



Figur 3. Konceptuellmodell över möjliga risker som kan påverka ekosystemet i en recipient för ett avloppsreningsverk (WWTP, Wastewater treatment plant). DO står för dissolved oxygen, EC för electrical conductivity och BOD för biological oxygen demand (EPA Victoria, 2023).

2.3 Statusklassning av ytvatten

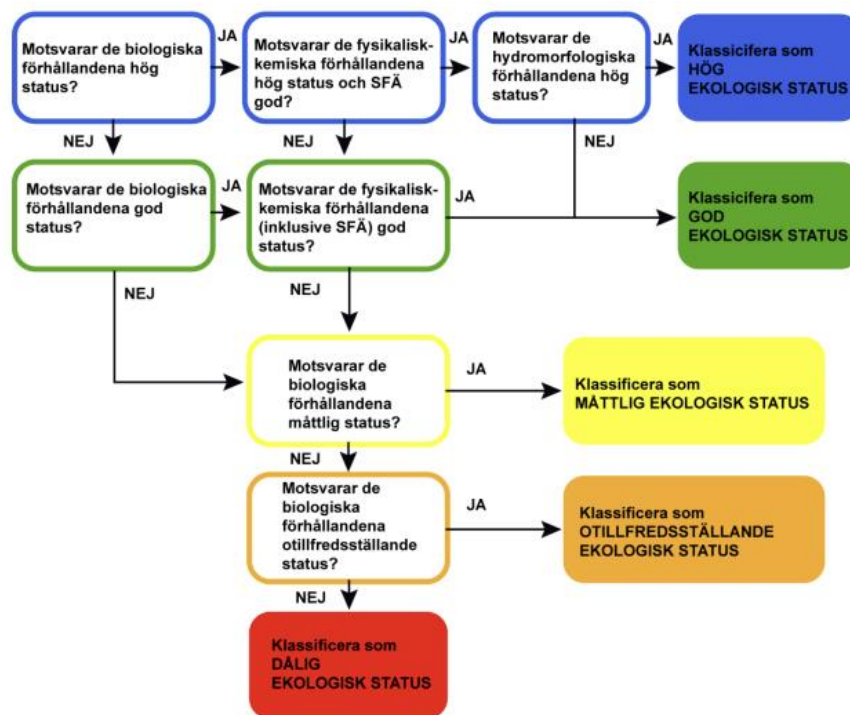
För att avgöra hur Sveriges många ytvatten mår genomförs bedömningar med grund i Havs- och vattenmyndigheten (HaV) föreskrifter (Vattenmyndigheterna, u.å.). För att göra dessa bedömningar har databasen VISS (VattenInformationSystem Sverige) utvecklats av vattenmyndigheterna, länsstyrelserna samt Havs och vattenmyndigheten (VISS, 2024). I VISS beskrivs ett större vatten som en vattenförekomst och det är för de olika vattenförekomsterna som information om bland annat vattenstatus kan hämtas. Utöver statusklassning finns även information om miljö kvalitetsnormer, miljöövervakning, skyddade områden samt föreslagna eller genomförda åtgärder. Vid bedömningen av vattnets tillstånd används två typer av statusklassningar: ekologisk- och kemisk status (VISS, 2024). Klassning av ekologisk och kemisk status illustreras i figur 4.



Figur 4. De olika klasserna för ekologisk- och kemiskvattenstatus i VISS (Vattenmyndigheterna, u.å.)

För ekologisk status studeras biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska parametrar (HVMFS, 2019:25). I de fall vattenförekomsten inte klassas som naturlig kan en liknade bedömning av ekologisk status genomföras om bedömer då vattenförekomstens ekologiska potential. Detta gäller för vattenförekomster som är konstgjord eller kraftigt modifierad. Exempel på biologiska kvalitetsfaktorer som studeras för sjöar och vattendrag är kiselalger, bottenfauna och fiskar (Vattenmyndigheterna, u.å.b). Djur och växtliv studeras för att avgöra om ekosystemen anses stabila med rätt arter och tillräcklig mängd. Denna kategori har störst vikt när statusklassning genomförs då goda biologiska förutsättningar även indikerar att parametrarna i de övriga kategorierna är bra. I de fysikalisk-kemiska faktorerna ingår bland annat parametrar som pH, näringsämnen, syrgas, försurning samt särskilt förorenande ämnen (Vattenmyndigheterna, u.å.b). I sjöar och vattendrag är det främst fosfor som avgör statusklassning angående näringsämnen i vattendrag. Om det anses nödvändigt kan även kväve tas med i beräkningen. De hydromorfologiska parametrarna används för att avgöra vilka fysiska förutsättningar platsen har för olika organismer. Exempel på parametrar som studeras är hur vattenföringen är i vattenförekomsten samt bottenstruktur (Vattenmyndigheterna, u.å.b).

För att hög ekologisk status ska uppnås måste alla tre kategorier bedömas ha hög status, enstaka parametrar inom kategorierna kan dock ha sämre statusklassning utan att den sammanvägda klassningen dras ner för kategorin (HVMFS, 2019:25). Figur 5 visar en modell över tillvägagångssätt för bedömningen.



Figur 5. Förenklad bild av tillvägagångssätt för hur de olika faktorerna vägs samman vid ekologisk statusklassificering (Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

För kemisk status avgörs statusen baserat på gränsvärden för sammanlagt 45 ämnen som anges i bilaga 6 till HVMFS (2019:25). Det räcker att endast ett av ämnena överskrider gränsvärdet för att det ska påverka hela bedömningen av vattendraget och klassa statusen som *ej god*. I Sverige bedöms inget vattendrag uppnå god kemisk status (Vattenmyndigheterna, u.å.b). Detta beror på att både kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE), överstiger gränsvärden. De höga halterna beror på atmosfärisk deposition vilket gör att alla platser är lika påverkade. I många fall kan därför mindre stränga krav appliceras där dessa två ämnen räknas bort för att få en bättre bild över andra förekommande ämnen (Vattenmyndigheterna, u.å.b).

2.4 Avloppsvattens påverkan för miljön

2.4.1 Avloppsvattens sammansättning

Avloppsvatten är ett brett begrepp och enligt Miljöbalken (MB) 9 kap. 2§ kan det sammanfattas som ”spillvatten eller annan flytande orenlighet”. En stor del av avloppsvattnet består av organiskt material och benämns ofta som BOD, biokemisk syreförbrukning. Det organiska materialet innehåller stora mängder kol och består främst av kolhydrater, proteiner, fett, oljor och kolväten (Lidström, 2020). Utöver dessa kan även specifika organiska ämnen förekomma som är svårnedbrytbara ämnen från till exempel lösningsmedel eller mjukgörare. Avloppsvattnet innehåller även stora mängder närsalter, främst i form av kväve och fosfor. Urin utgör den främsta källan till kväve i avloppsvattnet där kvävet främst är i form av ammonium (Lidström, 2020). Utöver denna form kan kväve genomgå nitrifikation och omvandlas till nitrit och nitrat i en aerob miljö. Denna omvandling kan ske i både reningsverk och i recipient så länge miljön är syresatt och bakterier finns närvarande. Både kväve och fosfor förekommer i olika former, både organiskt bundet och i oorganiska former. Det har förekommit olika stora källor till fosfor i avloppsvatten, till exempel tvättmedel, men i dagsläget är de främsta källorna urin och fekalier (Lidström, 2020).

Förutom näringsämnen och organiskt material innehåller spillvatten även olika typer av bakterier (Lidström, 2020). Mängden och typerna av sjukdomsframkallande organismer, patogena bakterier, varierar mellan olika perioder och platser. Om större andel av befolkningen är sjuka kommer andelen patogena organismer i avloppsvattnet att öka. Den totala mängden bakterier i avloppsvatten kan uppgå till ca 10 miljarder per milliliter (Lidström, 2020). Det finns ett flertal källor till bakterier men de främsta kommer från sjukhus eller hushåll. Utsläpp av vatten med dessa föroreningar kan leda till ökade sjukdomsfall genom förorenat dricksvatten eller obrukbara badplatser. Reningen av dessa föroreningar är dock mycket effektiv och problem uppstår främst i de fall orenat avloppsvatten släpps ut i naturen, tex genom bräddning av avloppsvatten vid pumpstationer och reningsverk (Lidström, 2020).

Även metaller kan förekomma i varierande koncentrationer i avloppsvatten (Lidström, 2020). Några av de skadliga metallerna är bland annat bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu) och kvicksilver (Hg). Dessa kan påverka levande organismer och klassas som giftiga redan vid låga koncentrationer. Metallerna kommer dock främst från olika industrier eller från dagvatten vilket gör att halterna i hushållspillvatten normalt sett är relativt låga (Lidström, 2020). Ytterligare en metall som förekommer i avloppsvatten är silver (Ag) (Närhi et al., 2021). Silver är en metall som påverkar både vatten- och jordlevande organismer och klassas som mycket giftig. Några källor till silver är bland annat kläder, skor, vitvaror och olika byggprodukter. Utöver sina toxiska effekter hävdar Närhi et al. (2021) att det även finns undersökningar som tyder på att silver kan bidra till ökad antibiotikaresistens.

En annan typ av förorening som förekommer i avloppsvatten är PFAS, per- och polyfluorerade alkylsubstanter, (Baresel et al., 2022). PFAS är ett samlingsnamn för en stor grupp ämnen där egenskaperna och toxiciteten varierar kraftigt. PFAS har använts på grund av dess höga stabilitet och återfinns i många olika produkter och industrier. Den höga stabiliteten gör dock att ämnena är mycket persistent i miljön. Det gör även att ämnen kan tas upp och lagras i människor och djur under lång tid. PFAS anses ha stor risk att ha negativ påverkan för miljön samt orsaka negativa hälsoeffekter hos djur och människor. Baresel et al. (2022) beskriver däremot att användningen av PFAS har minskat på senare år då restriktionerna har skärpts och nya gränsvärden appliceras. Avloppsvatten anses vara en av de mindre källorna till PFAS där de största källorna är från atmosfärisk deposition samt emissioner från olika produkter. Avskiljningen av PFAS i reningsverken är generellt sätt mycket liten och halterna i de flesta recipienterna överskrider gränsvärdena. Det finns dock undersökningar som tyder på att avskiljning av PFAS kan uppnås efter implementation av vissa typer av avancerade reningstekniker för läkemedel (Baresel et al., 2022).

Både tungmetaller och PFAS räknas till kategorin mikroföroreningar (Närhi et al., 2021). Inom denna grupp förekommer även en mängd ämnen från bland annat mjukgörare, smörjmedel, flamskyddsmedel samt mikrokräp och läkemedel. Läkemedel beskrivs utförligare under rubriken *2.3.2 Läkemedel och dess miljöeffekter*. Mikrokräp är mycket små partiklar, mindre än 5 µm, som härstammar från mänsklig aktivitet, antropogena processer (Närhi et al., 2021). Exempel på material som kan förekomma som mikrokräp är plast, textilmaterial, asfalt samt förbränningspartiklar. Om partiklarna endast är syntetiskt antropogena kallas de mikroplaster. Reningen av dessa partiklar är mycket god då reningsverken är konstruerade för att avlägsna partiklar från vattnet. Reningsgraden varierar mellan 70–100% där reningseffekten är som störst för de större partiklarna. Trots relativt god rening är avloppsreningsverken en stor källa till mikroplaster i naturen på grund av höga flöden och sämre avskiljning av de mindre partiklarna (Närhi et al., 2021).

2.4.2 Läkemedel och dess miljöeffekter

Läkemedel konsumeras dagligen av både djur och människor i dagens samhälle (OECD, 2019). Vid användning av läkemedel tas inte allt upp i kroppen utan det blir vissa rester som i sin tur hamnar i avloppsvattnet. Mängden läkemedel i naturen varierar kraftigt. Det finns ett visst konstant flöde men det förekommer även toppar, exempelvis vid stora sjukdomsutbrott där mycket höga koncentrationer förekommer i och med den ökade läkemedelskonsumtionen (OECD, 2019).

Av de 10 000 olika läkemedelspreparaten som används i Sverige anses många, i dagsläget, vara ofarliga ur miljösynpunkt (Pirzadeh et al., 2021). Det finns dock ett flertal ämnen i dagens läkemedel som har bevisad miljöpåverkan. Några av de läkemedel som klassas som särskilt förorenade ämnen i ytvatten är ciprofloxacin, diklofenak, 17-beta-östradiol och 17-alfa-etinylestradiol (Pirzadeh et al., 2021). Tillsammans med dessa fyra nämnda ämnen visar tabell 1 en lista över de läkemedel som, med högre evidens, kan ha en risk för miljöpåverkan enligt en studie för Stockholms läns landsting, SLL. (Goodpoint, 2016).

Tabell 1. Tabell över läkemedel med misstänkt risk för miljöpåverkan (Goodpoint, 2016)

Substans	Motivering
Ciprofloxacin	Koncentrationer som hittas i reningsverk riskerar att selektera för antibiotika-resistens
Citalopram	Halter i miljön av flera SSRI överstiger rapporterade effektkoncentrationer, särskilt för ryggradslösa djur. Dock är studierna med de allra lägsta effektkoncentrationerna ifrågasatta. Halter av citalopram i fisk exponerad för renat avloppsvatten motsvarar terapeutiska nivåer i människa
Diklofenak	På vattendirektivets lista. Återfinns i ytvatten i halter som rapporterats ha effekter på fisk.
Erytromycin	På vattendirektivets lista. Koncentrationer som hittas i reningsverk riskerar att selektera för antibiotika-resistens
Etinylestradiol	På vattendirektivets lista. Halter i vatten, beräknade från uppmätta nivåer i renat avloppsvatten, är i vissa fall tillräckligt höga för att kunna påverka fortplantning och könsutveckling i fisk.
Levonorgestrel	Halter i ytvatten, beräknade från uppmätta nivåer i renat avloppsvatten, kan vara tillräckliga för att störa fortplantning i fisk. Fisk exponerad för renat avloppsvatten ansamlar läkemedlet till koncentrationer som överskrider serumhalten i kvinnor som äter p-piller
Oxazepam	Halter i miljön mycket nära de som påverkar beteende i fisk. Hittas i vild fisk i halter som kan kopplas till stort beteendemönster
Sertralin	Halter i miljön av flera SSRI överstiger rapporterade effektkoncentrationer, särskilt för ryggradslösa djur. Dock är studierna med de allra lägsta effektkoncentrationerna ifrågasatta. Halter av sertralin i vild fisk är nära terapeutiska nivåer i människa
Trimetoprim	Koncentrationer som hittas i reningsverk riskerar att selektera för antibiotika-resistens

Diklofenak är ett ämne som finns i både receptbelagt och receptfri medicin där det fungerar antiinflammatoriskt och smärtlindrande (SvensktVatten, 2020). Miljöpåverkan av diklofenak är sedan länge känd och det förekommer olika strategier för att reducera användningen i Sverige. En av de främsta källorna till diklofenak i avloppsvattnet är användandet av salva med den aktiva substansen. Då det endast är en mycket liten andel av salvan som absorberas, 5–6%, hamnar resterande i spillvatten från dusch och bad och därefter i recipienterna. Hälsoeffekter har upptäckts i landlevande djur men effekterna är som störst för vattenlevande organismer där bland annat gälar och njurar påverkas negativt (SvensktVatten, 2020).

Antibiotika används bland annat för att dämpa inflammationer i kroppen (SvensktVatten, 2020). Genom ökad användning ökar mängden antibiotika i våra ekosystem. Detta leder i sin tur till att resistenta bakterier kan utvecklas som inte påverkas av antibiotika, så kallad antibiotikaresistens. Detta är ett stort problem som gör att omkring 700 000 människor dör årligen. Problemet förväntas öka i framtiden vilket gör att det är mycket viktigt att reducera flödet av antibiotika till miljön. Exempel på substanser som

bidrar till ökad antibiotikaresistens är ciprofloxacin, erytromycin och trimetoprim (SvensktVatten, 2020).

Två av de vanligaste hormonerna som bevisats ha en påverkan för miljön är östradiol och etinylöstradiol (SvensktVatten, 2020). Dessa hormoner används bland annat i preventivmedel eller för att lindra hormonella problem med svettningar eller akne. Hormonerna stör fortplantning och fertilitet hos vattenlevande organismer. Det har bland annat bevisats att könstillhörighet hos fiskar påverkas redan vid mycket låga koncentrationer, ca ett nanogram per liter.

Citalopram, sertralin och oxazepam är exempel på substanser i bland annat antidepressiva eller lugnande läkemedel som påverkar nervsystemet (Baresel et al., 2015). Användningen av antidepressiva läkemedel visar på en ökande trend i och med ökad kunskap och behandling för mental hälsa i samhället vilket i sin tur bidrar till ökade koncentrationer i avloppsvattnet. Det biologiska reningssteget har dock visats uppnå viss reduktion, i vissa fall upp mot 25% respektive 50% av citalopram och sertralin (Baresel et al., 2015). Dessa typer av läkemedel påverkar beteendet hos organismer, till exempel genom minskad rädsla och ångest samt reducerad matlust och tillväxt (Ziegler et al., 2020).

Den ökade användningen av läkemedel bidrar till att de totala koncentrationerna i vattendragen ökar (SvensktVatten, 2020). Viss reduktion kan förekomma i traditionella reningsverk, främst i det biologiska reningssteget. Mer effektiv rening av läkemedel är dock möjligt och det finns ett flertal olika metoder, bland annat ozonering eller aktivt kol. Med mer avancerade reningstekniker ökar dock kostnaderna. Det är därför inte realistiskt att applicera läkemedelsrening i alla landets reningsverk. För att få störst effekt av utökad rening är det viktigt att den avancerade reningen appliceras där utsläppen är som störst samt att det finns en tydlig negativ påverkan från läkemedlen (SvensktVatten, 2020).

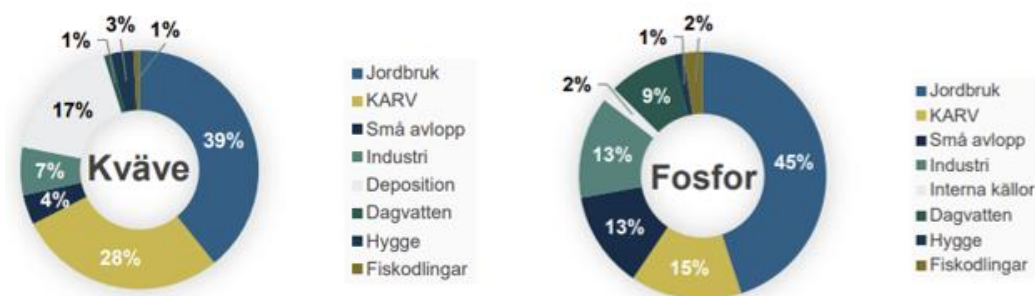
Trots att inga tydliga hälsokonsekvenser har upptäckts för människor i dagsläget krävs fortsatta studier för att undersöka läkemedels påverkan (OECD, 2019). Många studier tar endast hänsyn till hur friska vuxna människor påverkas vilket gör att effekterna hos känsligare grupper inte studerats, till exempel barn, gravida eller äldre. Information om hur de olika läkemedelssubstanserna reagerar med varandra är också bristfällig. Vid kombination av vissa ämnen kan konsekvenserna bli mycket större än summan av de enskilda konsekvenserna, så kallade kumulativa effekter. I och med den stora osäkerheten och okunskapen om konsekvenser med läkemedel i miljön är det något som kan vara mycket relevant att övervaka i framtiden (OECD, 2019).

2.4.3 Övergödning

Övergödning är ett miljöproblem som uppstår när höga halter av näringsämnen tillförs till en vattenförekomst (HaV, 2022a). De näringsämnen som i störst utsträckning orsakar övergödning är kväve och fosfor. Den höga andelen näringsämnen bidrar till ökad växtproduktion av bland annat olika typer av växtplankton och alger. Den ökade tillväxten orsakar i sin tur igenväxta sjöar med höga halter av organiskt material (Lidström, 2020). Algerna som växer nära vattenytan bildar ett täcke som hindrar solljuset att nå ner lika långt vilket begränsar de mer ljuskänsliga arterna. Den ökade växtproduktionen gör att andelen döda organismer ökar. Dessa faller till botten där nedbrytningsprocessen drivs med hjälp av syre. Desto större mängd organiskt material som bryts ned desto mer syre förbrukas vilket leder till att syrenivåerna kan vara mycket låga i botten av ett övergött vatten. Då många arter är beroende av tillgången på syre blir den syrefattiga sjöbotten obeboelig och de olika organismerna dör antingen ut eller måste flytta till lämpligare platser (Lidström, 2020). Utöver att algblomningen leder till att färre olika arter kan leva i sjön kan vissa alger orsaka hälsoproblem i form av bland annat hudirritation hos

människor (HaV, 2023). Även konsumtion av vissa arter som lever i vatten med algblomning kan leda till negativa hälsoeffekter.

Utöver antropogena källor tillförs även näringsämnen till vattendrag och sjöar naturligt från marken vilket utgör en bakgrundbelastning (HaV, 2022a). De främsta antropogena orsakerna till övergödning är läckage från jordbruk, samt utsläpp av avloppsvatten och dagvatten. Antropogena källor till kväve och fosfor i havsmiljö beskrivs i figur 6.



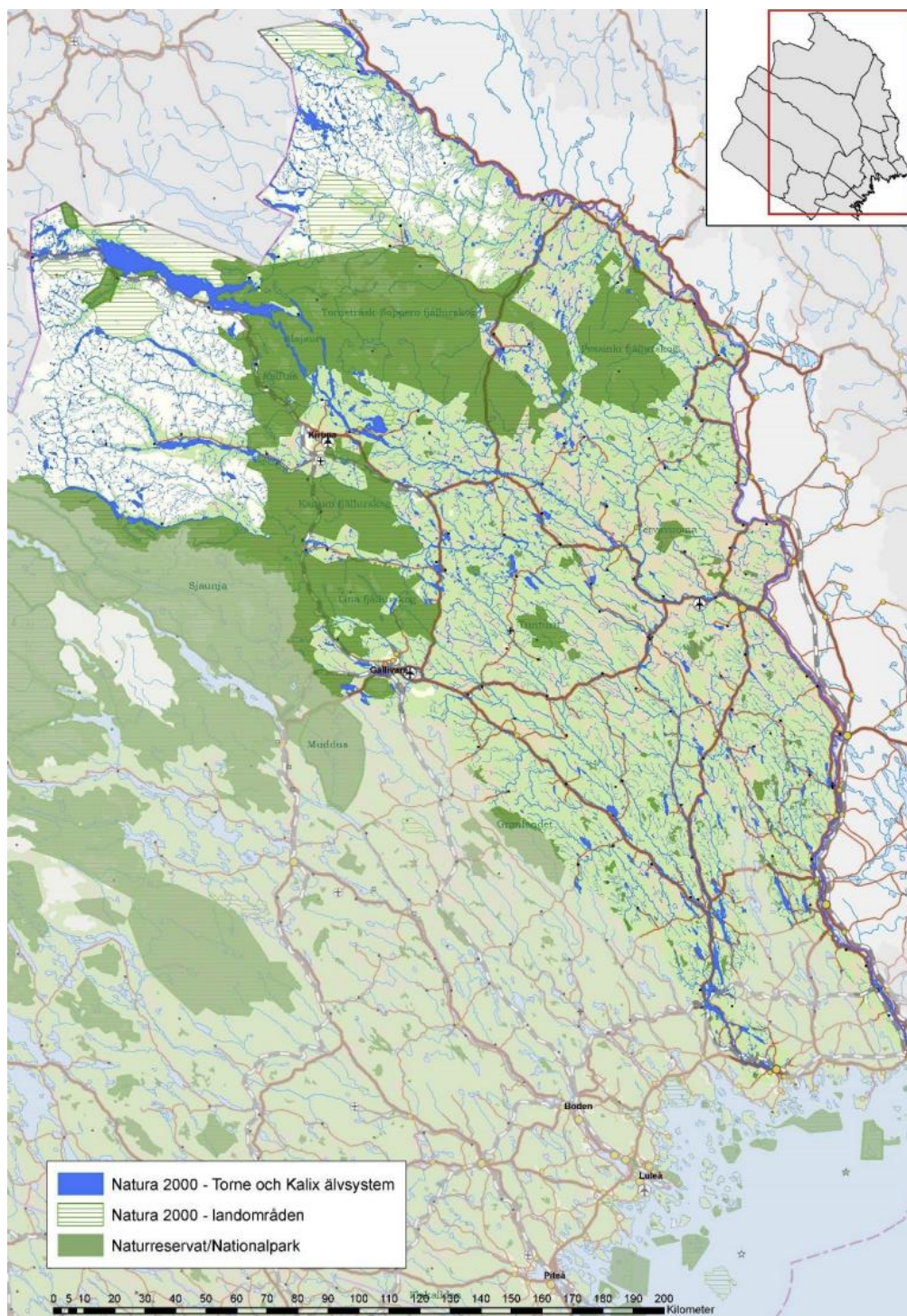
Figur 6. Cirkeldiagram med storleksfördelning av antropogena källor till kväve respektive fosfor till havsmiljö år 2017. KARV står för kommunala avloppsreningsverk (HaV, 2022a).

Utifrån en genomförd statusklassning av bland annat sjöar och vattendrag 2019 konstaterades det att 80% av sjöarna och 70% av vattendragen nådde god eller hög status enligt klassning av näringsämnen (HaV, 2022a). Vid dessa klassningar har dock endast fosfor används som bedömningsgrund. Fosfor har tidigare ansetts vara den begränsande faktorn när det kommer till problem med övergödning som algblomning (HaV, 2022a). Då utsläpp av fosfor har pågått under lång tid tillbaka finns stora mängder fosfor kvar i sediment i vattendrag och sjöar (Lundgren, 2016). Om endast fosfor begränsas kan dock de höga halterna av kväve leda till tillväxt av algtyper som inte begränsas av fosfor. Den ökade mängden organiskt material i vattnet kan i sin tur leda till syrefria botten (HaV, 2022a). Dessa förhållanden gör i sin tur att den fosfor som är bunden i sedimentet kan frigöras igen och leda till fortsatt algblomning och syrekonsumention. Detta visar därför på att både belastningen av fosfor och kväve måste minska för att problemen med övergödning och syrefattiga vatten ska minska (HaV, 2022a). I och med en låg kvävedeposition i Norrbotten är det större chans att kväve kan vara begränsande (Fölster & Nygren, 2014). Reningsverken kan därför bidra till övergödning om vatten med höga halter kväve släpps ut. Utifrån en inventering år 2012 anses dock ingen av de större sjöarna i Norrbotten vara kvävebegränsade. Enstaka sjöar anses gränsa mellan att vara kväve- eller fosforbegränsade men de sjöar som ingår i denna studie anses endast vara fosforbegränsade. (Fölster & Nygren, 2014).

Problemen med övergödning är som störst i sjöar och hav men även vattendrag kan drabbas av algblomning och syrefattiga miljöer, då främst i vattendrag med lägre vattenhastighet där omsättningen av vattnet inte är lika snabb (HaV, 2022a). Övergödning finns i hela Sverige men är som mest omfattande i de södra delarna och ett av de mest drabbade områdena är Östersjön. Östersjön har ett stort avrinningsområde och tar därför emot stora mängder näringsämnen. Kombinationen av mycket näringsämnen och låg omsättning av vatten gör att syrefria botten lätt bildas (HaV, 2022a). I norra Sverige förekommer dock vatten med mycket låga halter av näringsämnen, främst i fjällregionen (Lundgren, 2016). Med hänsyn till biomassa kan vattenförekomsterna i norra Sverige anses känsligare mot tillförsel av fosfor. Ökad mängd fosfor i dessa vatten kan resultera i en större ökning av biomassa jämfört med vattendrag i södra Sverige. En förklaring till detta är att sjöar i norra Sverige ofta har lägre halter av organiskt kol vilket gör att större andel av den tillförda fosfor är tillgänglig. I brunare vatten finns högre halter organiskt kol vilket kan binda en del av fosfor och på så sätt minska den tillgängliga andelen för växtproduktion (Lundgren, 2016).

2.5 Skyddad natur

Stora delar av Kiruna kommun innefattas av skyddade områden i form av naturreservat, nationalparker eller Natura 2000 områden som inkluderar fågeldirektivet samt art- och habitatdirektivet (Länsstyrelsen Norrbotten, 2022). Följande arter är de som skyddas inom Torne och Kalix älvsystem: flodpärlmussla, grön flodtrollslända, lax (i sötvatten), stensimpa, utter, venhavre. En översiktskarta av de olika skyddade områdena visas i figur 7.



Figur 7. Översiktskarta över Norrbottens naturreservat och nationalparker samt natura-2000 områden i form av Torne och Kalix älvsystem och landområden (Länsstyrelsen Norrbotten, 2022).

2.6 Klimatförändringen

Klimatförändringarna märks av i hela världen med ökade temperaturer samt ökad risk för stormar eller förändrade nederbördsmönster (Berglöv et al., 2015). Exakt vilket klimat som kommer förekomma i framtiden går inte att fastställa med säkerhet men med hjälp av modeller kan olika scenarier tas fram. De två modellerna som tagits fram benämns RCP4.5 samt RCP8.5 där den sistnämnda baseras på ett scenario med mycket höga utsläpp av växthusgaser. Modellerna är framtagna 2015 och beskriver hur utvecklingen kan se ut för det kommande seklet. Enligt modeller framtagna för Norrbotten finns ett flertal parametrarna som kommer påverkas, bland annat temperatur, snö och nederbörd (Berglöv et al., 2015).

Norrbottens län har haft en årsmedeltemperatur på $-1,5^{\circ}\text{C}$ mellan år 1961–1990 där medeltemperaturen i fjäll- och lågterrängområden varit $-2,5^{\circ}\text{C}$ respektive $-0,5^{\circ}\text{C}$ (Berglöv et al., 2015). De två modellerna visar på en uppvärmning upp mot 2°C fram till år 2050 och den största skillnaden förväntas under vinterhalvåret. I och med den ökade genomsnittliga temperaturen finns stor risk för ökad förekomst av värmeböljor (Berglöv et al., 2015). Det varmare klimatet bidrar även till att perioden med istäcket på vattenförekomster förkortas (Ekelund, 2012). Detta leder i sin tur till en förlängd växtsäsong vilket ökar perioden då algbloomning kan ske. Ökande temperaturer bidrar till kortare och mildare vintrar (Berglöv et al., 2015). Mängden snö minskar i hela Norrbotten, dock kommer skillnaderna märkas av som tydligast i de sydöstra delarna samt i området närmast kusten. Enligt modellen RCP8.5 kan klimatpåverkan vara så stor att snötäcket i de sydöstra delarna endast ligger kvar i 20–80 dagar. Utöver den förkortade perioden av snötäcke beskriver Berglöv et al. (2015) hur mängden snö kommer att minska i hela området. Vintern kommer alltså att vara varmare, kortare och med mindre snömängd. Enligt modellerna beräknas den årliga medelnederbörden att öka 20% (modell RCP4.5) respektive 40% (modell RCP8.5) och den maximala dygnsnederbörden beräknas öka mellan 15–25%. I och med den ökade mängden nederbörd ökar risken för översvämningar. Enligt modellerna beräknas nederbörden öka för alla fyra årstider men det är under vår och vinter som de mest drastiska ökningarna beräknas förekomma där ökningen kan vara närmare 40%. Sannolikheten för extrem nederbörd antas även öka där stora mängder regn eller snöfall förekommer under mycket kort tid (Berglöv et al., 2015).

Den ökande temperaturen och de mildare vintrarna bidrar till att de höga flödena vid snösmältningen under våren troligen kommer påverkas (Berglöv et al., 2015). Modellerna indikerar att flödestoppen kan beräknas inträffa tidigare under säsongen och att flödena kan vara något lägre. Minskade flöden kan i sin tur bidra till minskad belastning av ledningsnätet och reningsverken vilket gör att mindre andel av avloppsvattnet släpps ut genom bräddning. I och med den ökade mängden nederbörd finns fortsatt problematik med översvämningar och bräddning speciellt i de fall extrem nederbörd förekommer (Berglöv et al., 2015).

2.7 Lagar och förordningar

Det finns ett flertal olika direktiv, lagar och förordningar som styr arbetet inom vattensektorn (SvensktVatten, u.å.). Två exempel är ramdirektivet för vatten och avloppsdirektivet.

2.7.1 Ramdirektivet för vatten

För att säkerställa god vattenkvalité i hela Europa infördes EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) år 2000 (Vattenmyndigheterna, u.å.a). Syftet med direktivet är att vatten ska skyddas för att bibehålla god vattenkvalitet för framtida generationer. För att stötta ramdirektivet finns ett flertal direktiv som hjälper till att specificera mål och förhållningsregler inom olika områden (Kurrer & Petit, 2024). Bland annat ingår badvattendirektivet (2006/7/EG) som innebär att kontroll av badvattenkvalitet ska genomföras och att information ska ges ut till allmänheten. Även direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG)

ingår, där gränsvärden för olika ämnen listas upp. I den första versionen ingick 33 prioriterade ämnen med betydande risk för vattenmiljö samt ytterligare åtta ämnen som ansågs förorenade för ytvatten. År 2023 skedde den senaste uppdateringen av direktivet där 23 kritiska ämnen adderades till listan över prioriterade ämnen, däribland olika bekämpningsmedel och läkemedel (Kurrer & Petit, 2024).

2.7.2 Avloppsdirektivet

År 1991 antogs de avloppsdirektiv(91/271/EEG), som även gäller i dagsläget (Miljödepartementet, 2022). Direktivet togs fram för att ställa krav på rening av avloppsvatten för att på så sätt minska reningsverkens miljöpåverkan. I och med att reningsteknik förbättrats samt att nya föroreningar identifierats lämnades ett förslag på ett reviderat avloppsdirektiv in i oktober 2022. Detta förslag tar grund i EU: gröna giv som är ett arbete för att göra EU till den första klimatneutrala kontinenten till år 2050 (Europeiska kommissionen, 2019). Arbetet går ut på att uppnå en cirkulär ekonomi med moderna, miljövänliga och resurseffektiva industrier där nettoutsläppen av växthusgaser är noll (Miljödepartementet, 2022). I det reviderade direktivet ställs förslag på strängare krav på rening samt reningskrav av kväve och mikroföroreningar i de större reningsverken, över 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2024). Dessutom tillkommer krav om övervakning av mikroföroreningar. Efter att beslutet antas har antagits måste de nya kraven införas i svensk rätt inom 30 månader. Det är dock först i slutet av år 2027 som den första tidsgränsen inträffar, enligt förslaget, där en första riskbedömning med hänsyn till bland annat övergödning ska vara gjord (Naturvårdsverket, 2024).

2.7.3 Direktiv baserat på reningsverkets dimensionering

Vilka regler eller förordningar som gäller för ett avloppsreningsverk styrs av reningsverkets storlek (HaV, 2024). För att ett reningsverk ska klassas som en liten avloppsanläggning ska den vara dimensionerad för minst 200 pe men maximalt 2000 pe. Ett sådant reningsverk klassas som en C-verksamhet och är därför anmälningsskyldig enligt Miljöprövningsförordningen (MPF) 28 kap, 4§. Verksamheten måste därför anmälas till den kommunala miljönämnden som även är tillsynsmyndighet. Om ett reningsverk har en anslutningsmängd som överskrider 2000 pe gäller tillståndsplikt B enligt MPF 28 kap, 1 och 2§ (HaV, 2024). Endast ett av reningsverken för denna studie överskrider 2000 pe vilket är Katterjokks reningsverk som är dimensionerat för 3200 pe.

Beroende på reningsverket storlek ställs olika reningskrav. Utsläppskrav av BOD är satta för alla reningsverk för en tätbebyggelse på minst 2000 pe som har recipient i sötvatten (Naturvårdsverket, 2023b). Kraven gäller även för reningsverk för tätbebyggelse minst 10 000 pe som släpper ut vatten till kustområden. För mindre reningsverk finns även rekommenderade värden och reduktionshalter. Tabell 2 beskriver önskade reduktionshalter och halter för olika stora reningsverk. Reningskraven styrs dock i första hand av de tillstånd som gäller för respektive anläggning. Vad som räknas som godtycklig reningsgrad och bestämda gränsvärden kan därför variera mellan reningsverken (Naturvårdsverket, 2023b).

Tabell 2. Tabell med reduktionshalter och halter i renat avloppsvatten som anses godtyckliga för olika reningsverk (Naturvårdsverket, 2023b; HVMFS 2016:17).

	Reduktion [%]	Utgående halt (årsmedelvärde) [mg/l]
Syretäring	70*	15
BOD	90	30
Fosfor	80	2 (1)**
P	70 (90) ***	3 (1)***
Kväve	70	15 (10)**
N	50	40

Fetstil är värden för anläggningar större än 2000 pe

Kursiv är värden för små anläggningar upp till 25 pe

*Per mättillfälle, övriga procentandelar är för årsmedelvärde

** Värden för tötte tätbebyggelse

*** Värden för högre skyddsnivå

2.7.4 Egenkontroll

Det är verksamhetsutövaren som ansvarar för att ha kontroll över vilka risker och vilken miljöpåverkan som den bedrivna verksamheten kan ge upphov till (Naturvårdsverket, 2023b). Egenkontrollen ska bland annat beskriva rutiner för kontroll av verksamheten samt undersökningar och bedömningar av de risker som verksamheten bidrar till ur hälso- och miljösynpunkt. Mer detaljerad information om vad som ska ingå i egenkontrollen finns beskrivet i Förordning (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll.

Egenkontrollen kan delas upp i tre steg: planering, genomförande och uppföljning/förbättring (Naturvårdsverket, 2023b). I det första steget, planering, genomförs en riskbedömning för att avgöra vilka risker som finns och vilka mätningar som anses lämpliga att genomföra. I det andra steget, genomförande, genomförs de åtgärder och undersökningar som bestämts i det föregående steget. Som sista steg sker en uppföljning och eventuell förbättring där resultaten analyseras för att avgöra om förbättringar kan ske. Om egenkontrollen av verksamheten sköts bidrar det till ökad kunskap samtidigt som verksamhetens miljörisker minimeras (Naturvårdsverket, 2023b).

2.8 Ledningsnät, reningsverk och reningsprocesser

2.8.1 Ledningsnätets uppbyggnad

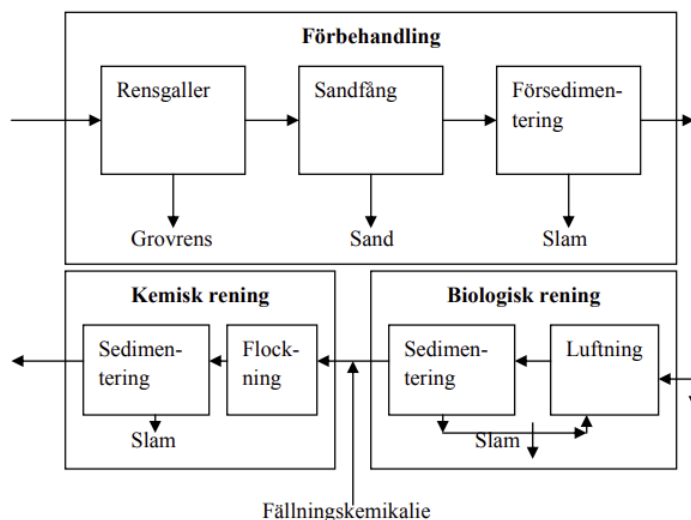
Transporten av avloppsvatten till ett reningsverk går genom ett ledningssystem i marken (Lidström, 2020). Avloppsledningar innefattar både bortförande av spillvatten från exempelvis hushåll samt dagvatten. Om spillvatten och dagvatten hålls separerade i ledningsnätet kallas det ett duplikat system. I de fall dagvatten, dräneringsvatten och spillvatten är kopplat till samma ledning kallas det ett kombinerat system. I dessa system kan flödet variera kraftigt vilket orsakar problem (Lidström, 2020). Vid låga flöden ökar risk för igensättning då flödet är för lågt för att spola med sig fasta föroreningar. Vid stora regnevent ökar istället risk för översvämningar i källare och på gator då vattnet inte hinner transporteras bort. Bortförandet av avloppsvatten i ledningar sker i huvudsak med hjälp av gravitation. I vissa fall krävs det dock att vattnet pumpas för fortsatt transport. Detta sker då genom pumpstationer som hjälper till att pumpa vidare vatten. Dessa stationer bör utformas så de har viss tolerans mot flödesvariationer för att minska risk för översvämningar (Lidström, 2020).

I vissa fall, då flödet i ledningsnätet eller i reningsverket överskrider det dimensionerande flödet kan bräddning ske (Klimatanpassning.se, 2023). Bräddning innebär att orenat vatten släpps ut för att minska belastning inne i reningsverket samt att minska risk för översvämningar eller andra olägenheter uppströms bräddpunkten. Detta kan uppstå vid stora skyfall där de stora mängder nederbörd ökar

mängden tillskottsvatten i ledningsnätet (Klimatanpassning.se, 2023). Tillskottsvattnet kan bland annat utgöras av vatten som läcker in i gamla, otäta ledningar (Lidström, 2020). Utöver ökade flöden bidrar tillskottsvattnet till en utspädning av avloppsvattnet vilket försvårar reningsprocessen och ger en minskad reduktionsgrad. Bräddning kan ske vid olika tillfällen i reningsprocesserna vilket gör att det bräddade vattnet kan ha mycket varierande föroreningsgrad (Naturvårdsverket, 2013). Om bräddningen sker när vattnet kommit in till reningsverket räknas det som utsläpp från reningsverket. All övrig bräddning klassas som utsläpp från ledningsnätet vilket då inkluderar bräddning vid pumpstationer eller läckage från ledningar (Naturvårdsverket, 2013).

2.8.2 Reningsprocesser i små reningsverk

De metoder som finns i ett avloppsreningsverk kan kategoriseras in i tre olika steg: mekanisk, biologisk och kemisk (Naturvårdsverket, 2007). Beroende på reningsverkets storlek och belastning kan metoder kombineras på olika sätt. För mindre reningsverk är det vanligt att endast mekanisk och kemisk rening kombineras och ger en godtycklig reningsgrad (Naturvårdsverket, 2007). Figur 8 beskriver en schematisk bild över de tre olika reningsprocesserna.



Figur 8. Schematisk bild över mekanisk, kemisk och biologisk rening (Naturvårdsverket, 2007).

2.8.2.1 Mekanisk rening

Det mekaniska steget kommer först i processen och består av avskiljning av de grövre partiklarna (Lidström, 2020). Avloppsvattnet kan föra med sig stora föroreningar i form av trasor, matrester eller skräp som, om de inte avskiljs, kan skapa problem med igensättning eller förstör de nästkommande reningsstegen. Metoder som används i det mekaniska steget varierar mellan olika reningsverk och dess förutsättningar men ofta finns rensgaller eller silar som avskiljer de största föroreningarna (Lidström, 2020). Utöver dessa kan även sandfång och försedimentering förekomma. I ett sandfång transporteras det inkommande vattnet genom en bassäng med sand som avskiljer grus och sandpartiklar. Då många föroreningar är partikelbundna resulterar detta steg i en mycket stor avskiljning av föroreningar. Endast mekanisk rening är dock inte tillräcklig då 2/3 av BOD samt stora mängder kväve och fosfor fortfarande finns kvar efter reningsprocessen (Lidström, 2020).

2.8.2.2 Biologisk rening

I det biologiska reningssteget används olika metoder för att bryta ner och omvandla organiskt material (Naturvårdsverket, 2007). Detta reningssteg resulterar i att föroreningar som virus och andra oönskade bakterier försvinner från vattnet. Processerna som används i detta reningssteg påverkas av temperatur där lägre temperatur ger en långsammare reningsprocess. Två av de vanligaste processerna är aktivt slam- samt biofilmsprocess (Naturvårdsverket, 2007).

Vid användning av aktivt slam tillsätts avloppsvattnet till en bassäng där en del av det aktiva slammet växer och bryter ned de oönskade organismerna (Naturvårdsverket, 2007). Slammet som bildas under processen avskiljs sedan genom eftersedimentering. Denna process är relativt platskrävande och påverkas i större grad av flödesvariationer jämfört med biofilmsprocesser. Dock ger aktivt slam i regel något högre reningsgrad. Biofilmsprocesser anses i sin tur vara mer lättskötta och mer robusta. Biofilmsprocesser kan användas med olika typer av anläggningar, ex. biobäddar eller biorotorer. I dessa processer finns bärmaterial tillgängligt där mikroorganismerna kan växa och bryta ned föroreningarna (Naturvårdsverket, 2007).

2.8.2.3 Kemisk rening

Det kemiska reningssteget har som huvudsyfte att reducera mängden fosfor i vattnet (Naturvårdsverket, 2007). En vanlig metod är kemisk fällning där någon typ av fällningskemikalie tillsätts som faller ut föroreningarna. Vanliga fällningskemikalier är salter av antingen järn eller aluminium. Vid tillsats av fällningskemikalie binds föroreningar till slamflockar som sedan kan avskiljas genom ex. efterföljande sedimentering. En annan metod för kemisk rening är med hjälp av filter. Vattnet transporteras då genom ett material som binder fosfat. Denna metod är mycket robust men då materialen kan vara dyra blir metoden kostsam (Naturvårdsverket, 2007).

2.8.2.4 Slam

I alla tre reningssteg bildas slam som en restprodukt (Naturvårdsverket, 2007). Slammets kvalitet varierar beroende på varifrån i processen det kommer. I mindre anläggningar förekommer oftast ingen egen behandling av slammet utan istället lagras det tillfälligt och transporteras därefter till större reningsverk för behandling. Behandlingen av slammet sker vanligtvis genom rötning vilket resulterar i stabilisering av slammet och en reduktion av mikroorganismer (Naturvårdsverket, 2007).

2.8.3 Markbaserad rening

Utöver reningsverk kan avloppsvatten även renas genom markbaserade reningsanläggningar som utgår från att vattnet renas med hjälp av marken (Avloppsguiden, u.å.). I de fall de naturliga förutsättningarna anses lämpliga för rening kan infiltration ske direkt till de befintliga marklagren. Alternativt går det att gräva ur marken och bygga upp en bädd med lämpliga förutsättningar för rening. Dessa markbäddar kan då ha både en öppen och en tät botten. En markbädd med tät botten är lämplig för områden som är extra känsliga för föroreningar. Reningsgraden hos markbädden är även lättare att följa då provtagning i det utgående vattnet kan genomföras. I en markbädd med öppen botten kan viss infiltration till grundvatten förekomma vilket även gör provtagning av utgående vatten mer komplicerat (Avloppsguiden, u.å.).

I regel ger markbäddar god rening, främst för smittämnen och organiskt material (Avloppsguiden, u.å.). För att halterna av fosfor ska reduceras behövs ofta ytterligare reningssteg. Metoden anses även robust då risk för störningar är liten och mycket lite underhåll krävs (Avloppsguiden, u.å.).

2.8.4 Tillgång till kemikalier

Under de senaste åren har konsekvenserna av brist på fällningskemikalier börjat utredas (Nilsson, 2024). Osäkerheten uppmärksammades år 2022 där osäkerheter i omvärlden påverkade tillgång och export av olika typer av varor. En av de produkter som ansågs ha begränsad tillgång var vissa typer av polymer som används vid vattenrening. För att hantera en framtida situation med brist på polymer har livsmedelsverket tagit fram en vägledning som bland annat beskriver prioriteringskategorier (Nilsson, 2024). I första hand ska dricksvattenproducenter prioriteras då det dricksvatten som produceras måste hålla god kvalitet. I andra hand kommer avloppsreningsverk som misstänks ha ökad risk att påverka en råvattentäckt. Den tredje kategorin är avloppsreningsverk som har särskilt känsliga recipienter. Som sista prioritering kommer alla övriga avloppsreningsverk. Vid en brist är det främst den fjärde kategorin som påverkas. För att göra prioriteringar inom de övriga avloppsreningsverken bör hänsyn tas till reningsverkets storlek. Då större reningsverk producerar större mängder slam kan situationen bli ohållbar om inte polymer kan tillsättas i reningsprocessen (Nilsson, 2024).

2.9 Recipientkontroll

En verksamhetsutövare är skyldig att ha kunskap om sin verksamhet och dess påverkan på miljön (Miljösamverkan Sverige, u.å.). Ett sätt att uppfylla detta för avloppsreningsverk är genom kontrollprogram där påverkan på recipienter undersöks, så kallat recipientkontrollprogram.

Syftet med recipientkontroll är att undersöka utsläpp av föroreningar samt tillstånd och förändringar som kan ha uppstått i miljön (Naturvårdsverket, u.å.b). För att täcka in ett större geografiskt område på ett mer kostnadseffektivt sätt kan samordnad recipientkontroll genomföras. Ett samordnat kontrollprogram visar då den gemensamma påverkan inom området. Om påverkan från en specifik verksamhet vill undersökas krävs ett separat recipientkontrollprogram. Vad som ska ingå i kontrollprogrammet varierar beroende på typ av verksamhet, villkor och tillstånd samt möjliga risker som kan uppstå (Naturvårdsverket, u.å.b).

För att få en så korrekt bild som möjligt av verksamhetens påverkan är det viktigt att provtagningen genomförs på ett noggrant och strukturerat sätt (Stensdotter Blomberg & Fölster, 2016). Detta innefattar provtagningsplats, frekvens och variabler. Om provtagning sker vid många provtagningspunkter med hög provtagningsfrekvens blir det mycket kostsamt. Därför krävs en avvägning där en högre provtagningsfrekvens oftast är att föredra framför många provtagningspunkter (Stensdotter Blomberg & Fölster, 2016).

3 METOD

3.1 Områdesbeskrivning

För studien är det totalt 16 reningsverk som ingår. Dessa ligger utspridda över hela Kiruna kommun och täcker ett stort geografiskt område. Figur 9 beskriver ungefärlig lokalisering av reningsverken där de aktuella recipienterna är markerade med ljusblå färg. Lista över vilken recipient som hör till vilket reningsverk beskrivs i tabell 3.



Figur 9. Översiktskarta över reningsverkens lokalisering inom kommunen. Kartan är skapad i ArcGIS med lantmäteriets bakgrundskartor.

Tabell 3. Tabell över de reningsverk som ingår i studien och deras recipienter.

Reningsverk	Recipient
Abisko	Torneträsk
Björkliden	Torneträsk
Idivuoma	Idivuoma
Jukkasjärvi	Torne älv
Katterjokk	Viepmatluoka
Kuttainen	Muonio älv
Lainio	Lainio älv
Masugnsbyn	Rautajoki
N. Soppero	Lainio älv
Ö. Soppero	Lainio älv
Parakka	Kalix älv
Rensjön	Rensjön
Saivomuotka	Muonio älv
Svappavaara	Liukattijoki
Vassijaure	Vassijaure
Vittangi	Torne älv

*Västra delen av Vassijaure

**Aureluoppal

De olika reningsverken varierar i storlek och är dimensionerade för mellan 40 – 3200 pe. För vissa av anläggningarna varierar även belastningen beroende på säsong där mycket höga flöden kan förekomma under högsäsong. De reningsverk som påverkas av denna säsongsvariation är Abisko, Björkliden, Katterjokk och Vassijaure. Även typ av rening och reningssteg skiljer sig mellan reningsverken. Tre av reningsverken har mekanisk, kemisk och biologisk rening. Tre av reningsverken har endast mekanisk rening med efterföljande markbädd. Fullständig information om reningssteg för varje reningsverk samt information om anslutna pumpstationer återfinns i bilaga A.

3.1.1 Nuvarande recipientkontroll

Sedan 2000 har ett flertal företag och kommuner haft samordnad recipientkontroll genom Torne- och Kalix älvars vattenvårdsförbund (TKVVF) (Tyréns, 2024). Nedanstående lista utgör medlemmar som är med i TKVVF:

- Boliden Aitik
- Bottenvikens Reningsverk AB
- Gällivare kommun
- Haparanda kommun
- Kalix kommun
- Kaunis Iron AB
- LKAB
- Pajala kommun
- Statens fastighetsverk
- Tekniska Verken i Kiruna AB
- Överkalix kommun
- Övertorneå kommun

Då provpunkterna inte lokaliserats utifrån placeringen av de mindre reningsverken kan inga slutsatser dras om de mindre reningsverkens påverkan på dess recipient.

3.2 Insamling av information och data

Teoretisk information hämtades in genom litteraturstudie med hjälp av LTU Universitetsbiblioteks databas samt Google Scholar och Google. Information har även hämtats från hemsidor som bland annat Naturvårdsverket och Havs och Vattenmyndigheten. Specifik information om de olika reningsverken har hämtats från miljörapporter, tillstånd och beslut som tillhandahållits från handledare på Tekniska Verken i Kiruna AB. Miljörapporterna innehåller information om flöden, bräddning och utsläppshalter från år 2023.

Bakgrundsinformation om recipienterna har hämtats via databaserna SMHI och VISS. I VISS har vattenkartan använts för att hämta information om ekologisk och kemisk status samt vilka parametrar som bidrar till bedömningen (VISS, u.å.c). Informationen baseras på information från cykeln 2016–2021. Information har kompletterats med kartan för *Riskbedömning ytvatten* från VISS (VISS, u.å.b). Information om recipienternas känslighet har även hämtats från kartverktygen *GIS-stöd för små avlopp* och *Skyddad natur*. (Länsstyrelserna, 2024 & Naturvårdsverket, u.å.d). Flödesdata har hämtats från SMHI där medelvärden för låga (MLQ) respektive höga (MHQ) flöden använts (SMHI, u.å).

För flödena i recipient har värden tagit från en punkt så nära utsläppspunkt i recipienten som möjligt. SMHI anger flödena i m³/sek. Dessa har konverterats till m³/år för att få ut ett värde för utspädning av avloppsvattnet i recipienten. Utspädning har sedan beräknats för både MLQ och MHQ med hjälp av ekvation 1.

$$\text{Utspädning [\%]} = \frac{\text{Totalt utgående flöde [m}^3/\text{år}]}{\text{Flöde i recipient [m}^3/\text{år}]} \quad (1)$$

För de tre markbäddarna fanns ingen information om utgående flöde. Markbäddarna var dimensionerade för mellan 50–60 pe och antas därför kunna hantera ungefär lika stora flöden. För att ta fram ett värde för riskanalysen beräknades det utgående flödet baserat på det dimensionerande flödet för Rensjön. Samma flöde användes sedan till samtliga markbäddar trots att det verkliga flödet troligen är mycket lågt.

3.3 Provtagning

Provtagning genomfördes vid reningsverket i Vittangi för att avgöra koncentrationer av läkemedel och hormoner i vattnet. De läkemedel och hormoner som ingick klassas som särskilt förorenade ämnen i sjöar och vattendrag i HVMFS 2019:25. Platsen valdes då det är ett av de större reningsverken som ingår i studien vilket gör att halten av läkemedel i avloppsvatten troligen är högre än för många av de andra reningsverken. Även reningsverkets lokalisering spelade roll vid val för provtagning då det skulle vara möjligt att ta sig till reningsverket på begränsad tid.

Provtagningen genomfördes vid två provpunkter (figur 10), uppströms respektive nedströms utsläppspunkt för reningsverket samt i det utgående vattnet från reningsverket. Platserna valdes ut efter kartstudier samt platsbesök för att kontrollera platsernas lämplighet. Proven togs med hjälp av en teleskopisk arm för att nå längre ut från strandkanten och provtagningen genomfördes av Maria Lundin, handledare vid Tekniska verken i Kiruna AB. Proverna skickades därefter till ett ackrediterat laboratorium (SGS) för analys.



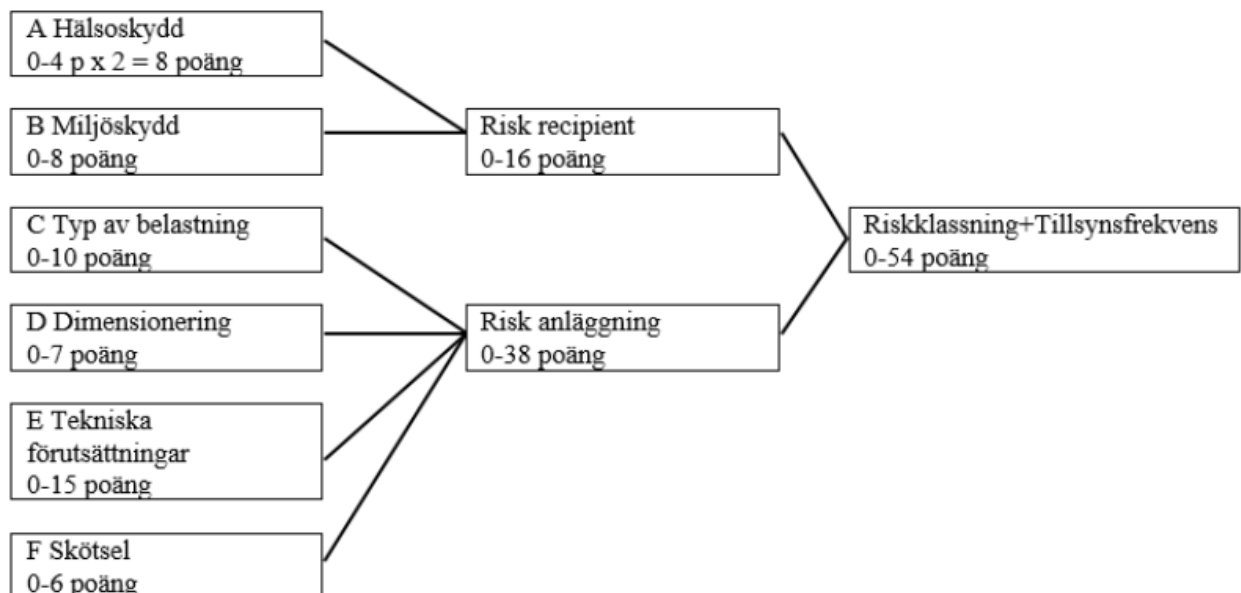
Figur 10. Kartbild över provtagningspunkter. Provpunkten uppströms utsläppspunkt för reningsverket (Upp) är markerad med rött och punkten nedströms (Ned) är markerat med gult (Lantmäteriet, u.å.).

3.4 Riskbedömning

Som grund för riskbedömningen krävs en riksinventering av möjliga risker som recipienterna kan utsättas för. Därefter sker en avgränsning för att minska arbetets omfattning och ta bort de risker som inte anses möjliga att klassificera. Utifrån de kvarvarande riskerna genomförs en riskanalys baserad på bland annat analysdata från renat avloppsvatten samt information om recipienternas känslighet och statusklassning. För varje riskhändelse genereras en riskpoäng. Den totala poängsumman används sedan för att avgöra riskklass för vardera reningsverk.

3.4.1 Modell för riskklassning

Som grund för riskanalysen har Havs- och vattenmyndighetens modell för automatiserad riskklassning använts (fortsättningsvis angiven som HaV-modellen) (HaV, 2022b). Riskklassningen i modellen baseras på poängsättning av sex kriterier. Figur 11 beskriver tillvägagångssättet vid användning av modellen. De sex kriterierna innefattar i sin tur faktorer som sammanställts i tabell 4 tillsammans med dess förutsättningar och fördelning av riskpoäng.



Figur 11. Figur över de olika riskkriterierna och deras riskpoäng i den av HaV utvecklade modellen för automatiserad riskklassning för små avloppsanläggningar (HaV, 2022b).

Tabell 4. Riskkriterier, faktorer, förutsättningar samt riskpoäng som ingår i den automatiserade HaV-modellen för riskklassning för små avloppsreningsverk (HaV, 2022b).

Faktorer		Förutsättningar	Riskpoäng
A. Hälsoskydd	Placering i förhållande till badplatser, vattenskydds-områden för allmänna grund- och ytvattentäkter och/eller många hus nära belägna varandra.	Ett avlopp riskerar inte att påverka	0
		Ett avlopp har väldigt liten risk att påverka	1
		Ett avlopp har liten risk att påverka	2
		Ett avlopp riskerar att påverka	3
		Ett avlopp har stor risk att påverka	4
B. Miljöskydd	Förekomst av tätbebyggda områden samt kustvatten känsliga för kväve med sämre status än god enligt statusklassningen och där små avloppsanläggningar står för en viss andel av belastningen.		
		Ett avlopp riskerar inte att påverka	0
	Förekomst av tätbebyggda områden samt recipienter med sämre status än god enligt statusklassningen och där små avloppsanläggningarna står för en viss andel av belastningen	Ett avlopp har väldigt liten risk att påverka	1
		Ett avlopp har liten risk att påverka	2
		Ett avlopp riskerar att påverka	3
C. Typ av belastning	Typ av belastning på anläggningen.	Ett avlopp har stor risk att påverka	4
		BDT	0
		WC	10
		WC och BDT	10
		Uppgift saknas	10
D. Dimensionering	Hur många personer (pe) som anläggningen är dimensionerad för.	Uppgift saknas	0
		5–25	0
		26–50	3
		51–200	7
		Sluten tank	0
E. Tekniska förutsättningar	Teknik	Infiltration, markbädd och bdt-filter	3
		Infiltration med fosforrening och markbädd med fosforrening	3
		Minireningsverk	3
		Endast slamavskiljare	15
		Uppgift saknas	15
F. Skötsel	Anläggning med förslitningsdelar	Uppgift saknas	0
	Eget omhändertagande	Nej/Inget	0
		Ja/Fosformaterial, slam, urin, fekalier, latrin och/eller filter	0
			3

Informationen i HaV-modellen baseras till viss del på GIS-stödet som tagits fram i samband med modellen (HaV, 2022b). GIS-stödet utgörs av en kart-modell med olika kartlager som visar vilka områden som anses känsliga eller där påverkan av avloppsvatten riskerar att få konsekvenser.

Efter att modellen applicerats på ett reningsverk kan en riskklass avgöras baserat på den slutgiltiga riskpoängen (HaV, 2022b). Fördelning av riskklass i förhållande till riskpoäng för HaV-modellen beskrivs i tabell 5 där riskklass 1 anses ha störst risker. Tillsyn bör prioriteras för reningsverk med riskklass 1 då de har störst/flest risker.

Tabell 5. Fördelning av riskpoäng för olika riskklasser (HaV, 2022b).

Riskpoäng	Riskklassning
≥ 28	1
23–27	2
17–22	3
0–16	4

3.4.2 *Känslighetsanalys*

För att avgöra hur olika risker påverkar resultatet genomfördes en känslighetsanalys på den framtagna modellen. De risker som valdes ut var Bräddning reningsverk, Näringsämnen och BOD (villkor) då dessa saknade information för ett flertal av reningsverken och störst variation kan förekomma. För de tre riskerna räknades en totalpoäng ut för varje reningsverk om den valda risken sattes till det minsta respektive det största värdet. Därefter kunde resultaten jämföras för att avgöra hur stor påverkar varje risk hade på slutresultatet. Detta ger information om hur känsliga olika faktorer i modellen är för förändringar.

4 RESULTAT

4.1 Framtagning av modell

De risker som identifierats för samtliga reningsverk baseras på den teoretiska bakgrunden samt de risker som tas upp i HaV-modellen. De identifierade riskerna delas upp i olika riskkategorier som redovisas i tabell 6. I kolumnen längst till höger i tabellen finns även information om data/informationskälla i de fall det är relevant.

Tabell 6. De olika riskerna som identifierats indelade i olika riskkategorier. Riskerna har även delats in i två huvudkategorier där risker för anläggningen markerats med rött och risker för recipient markerats med blått.

Riskkategori	Risk/Händelse		Informationskälla
RISK ANLÄGGNING			
Utsläpp av föroreningar			
Dimensionering	Storlek på utgående flöde baserat på reningsverkets dimensionering	Föroreningar	Miljörapport/ tillstånd
Bräddning ledningsnät	Utsläpp av orenat avloppsvatten till recipient	Föroreningar	Miljörapport/ tillstånd
Bräddning reningsverk	Utsläpp av orenat avloppsvatten till recipient	Föroreningar	Miljörapport/ tillstånd
Klimatförändringar	Ökade nederbörd, ökad risk för tillskotsvatten, ökad risk för bräddningar	Föroreningar	Miljörapport/ tillstånd
Mikroföroreningar	Toxiska effekter på djur och natur	Mikroförorening	
Utsläppsvillkor			
BOD	Utsläpp över vilkorsgränsen		Miljörapport/ tillstånd
Fosfor	Utsläpp över vilkorsgränsen		Miljörapport/ tillstånd
Kväve	Utsläpp över vilkorsgränsen		
Operativa risker			
Brist på fällningskemikalier	Rening utan det kemiska steget,		Teori
Reningssteg	Vilka reningssteg som finns i reningsverket		Miljörapport/ tillstånd
RISK RECIPIENT			
Status, känslighet och biologisk mångfald			
Näringsämnen	Leder till övergödning och algbloomning	Näringsämne	VISS
BOD	Syrefattiga vatten pga belastning av organiska ämnen	Syreförbrukande	Karta- riskbedömning
Ekologisk status	Statusklassning ej god	Vattenstatus	VISS
Kemisk status * (med mindre stränga krav)	Statusklassning ej god	Vattenstatus	VISS
Habitat	Påverkan på levnadsmiljön	Natura-2000	Karta- skyddad natur
Känsliga arter	Toxiska effekter för djur och natur	Naturrestat, nationalpark	Karta- skyddad natur
Utspädning i recipient	Andel avloppsvatten i recipient	Låga vattenflöden	Miljörapport/ tillstånd & SMHI
Ökade temperatur	Varmare klimat	Klimatförändringar	
Allmänna intressen och rekreativvärde			

Dricksvatten	Påverkan på dricksvattentäkt, sjukdomsspridning	Hälsa	Personlig kommunikation
Badplatser	Påverkan på badplatser, sjukdomsspridning	Hälsa och rekreativsvärde	GIS-stöd
Friluftsliv	Påverkan på friluftsliv i naturreservat/nationalparker	Rekreativsvärde	Karta- skyddad natur

Poängfördelningen för de olika riskerna baseras till viss del på HaV-modellen och de förutsättningar som återfinns i GIS-stödet samt kartan för skyddade områden. För riskerna dimensionering, dricksvatten, fosfor (föroreningar), kväve (föroreningar) och reningsteknik har förutsättningar och poängfördelning baserats på de riskfaktorerna som tas upp i HaV-modellen. För de risker som inte beskrivs i HaV-modellen har egna avvägningar gjorts för att bestämma rimliga förutsättningar och riskpoängsfördelning. De två huvudkategorierna står för ungefär lika stor andel av den totala poängsumman där *Risk recipient* har cirka 52 % av poängen och *Risk anläggning* har cirka 48% av poängen. En avgränsning genomförs där de risker som är markerade med röd text inte tas med i riskanalysen då inga tydliga riskfaktorer kan bestämmas med den information som finns tillgänglig i dagsläget. Förutsättningar och poängfördelning för de olika riskerna redovisas i tabell 7. De avgränsningar som gjorts visas genom att riskerna är skrivna med röd kursiv text. Dessa risker har exkluderats då de inte anses relevanta eller om informationen är bristfällig vilket gör att förutsättningar för poängfördelning inte kan bestämmas.

Tabell 7. Poängfördelning och förutsättningar för de olika riskerna som identifierats för anläggning (markerat i rött) samt recipient (markerat i blått).

Riskkategori	Förutsättning	Poäng	Max	Min
RISK ANLÄGGNING				
Utsläpp av föroreningar				
Dimensionering	0-100 pe	0		
	101-200 pe	2		
	201-500 pe	5	10	0
	501-2000 pe	8		
	> 2000 pe	10		
Bräddning ledningsnät	Ej möjligt	0		
	En bräddpunkt	2	3	0
	Flera bräddpunkter	3		
Bräddning reningsverk	Ingen bräddning	0		
	Enstaka tillfälle	2	4	0
	Upprepade tillfällen	4		
	<i>Ingen information</i>	4		
Klimatförändringar	Ingen bräddning	0		
	liten risk för bräddning	2	3	0
	stor risk för bräddning	3		
<i>Mikroföroreningar</i>				
	Summa: Utsläpp av föroreningar	20		
Utsläppsvillkor				
BOD	Ej överstigit	0		
	Understigit reduktion	4		
	Överstigit riktvärde	4	8	0
	Överstigit gränsvärde	8		
	<i>Inga riktvärden/gränsvärden</i>	4		

Fosfor	Ej överstigit	0		
	Understigit reduktion	4		
	Överstigit riktvärde	4	8	0
	Överstigit gränsvärde	8		
	<i>Inga riktvärden/gränsvärden</i>	4		
Kväve				
	Summa: Utsläppsvillkor	16		
Operativa risker				
Brist på fällningskemikalier	Ej nödvändigt	0		
	Liten risk (≥ 2000 pe)	1	3	0
	Risk (< 2000 pe)	2		
	Stor risk (< 500 pe)	3		
Reningssteg	Markbädd	1		
	Mekanisk, kemisk	1	1	0
	Mekanisk, biologisk, kemisk	0		
Summa: Operativa risker		4		
SUMMA: RISKER ANLÄGGNING		40		
RISK RECIPIENT				
Status, känslighet och biologisk mångfald				
Näringsämnen	Hög	0		
	God	2		
	Måttlig	4	8	0
	Otillfredsställande	6		
	Dålig	8		
	<i>Ingen information</i>	2		
BOD	Ingen risk/ej klassad	0		
	Liten risk	1	2	0
	Risk	2		
Ekologisk status	Hög	0		
	God	2		
	Måttlig	4	8	0
	Otillfredsställande	6		
	Dålig	8		
Kemisk status * (med mindre stränga krav)	God	0		
	Uppnår ej god	8	8	0
Habitat	Ingen risk för påverkan	0		
	Liten risk för påverkan	1	3	0
	Stor risk för påverkan	3		
Känsliga arter	Inga känsliga arter	0		
	Minst en känslig art	2	2	0
Utspädning i recipient	Ej märkbar (< 1 %)	0		
	Liten risk (< 10 %)	2	4	0
	Risk (≥ 10 %)	4		
Ökade temperatur				
Summa: Status, känslighet och biologisk mångfald		35		
Allmänna intressen och rekreationsvärde				

Dricksvatten	Ingen risk	0		
	Mycket liten	1		
	Liten risk	2	4	0
	Stor risk	3		
	Mycket stor	4		
Badplatser	Ingen risk	0		
	Liten risk	2	3	0
	Stor risk	3		
Friluftsliv	Ej inom reservat	0		
	Nära reservat	1	2	0
	Inom reservat	2		
Summa: Allmänna intressen och rekreativvärde		9		
SUMMA: RISK RECIPIENT		44		

Den totala poängsumman som kan uppnås i modellen är 84 poäng vilket gör att varje reningsverk får en poängsumma mellan 0 – 84 poäng. Dessa poäng delas upp i olika riskklasser där riskklass 1 har störst risker/osäkerheter och markeras med rött. Riskklass 4 markeras med grönt och anses ha lägst antal risker/osäkerheter. Poängfördelning och färgskala för de olika riskklasserna redovisas i tabell 8.

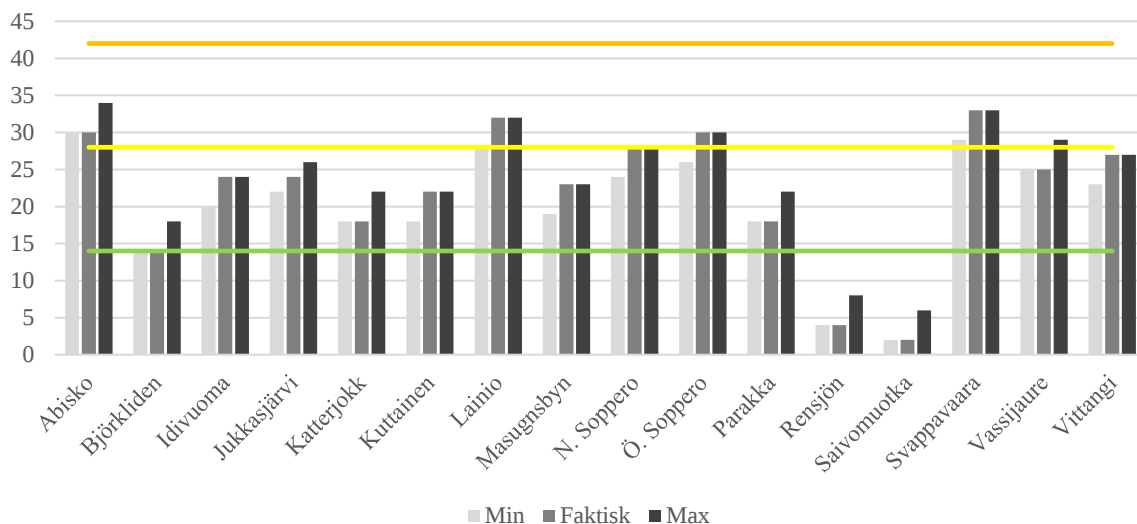
Tabell 8. Tabell över vilka poängintervall som representerar de olika riskklasserna. De olika riskklasserna är uppdelade i 1 till 4 med färgindelning som går från rött till grönt.

Poäng	Riskklass	
≥42	1	Mycket stora risker/osäkerheter finns
29–42	2	Risker/osäkerheter finns
15–28	3	Lite risker/osäkerheter finns
0–14	4	Mycket små risker/osäkerheter finns

4.1.1 Känslighetsanalys

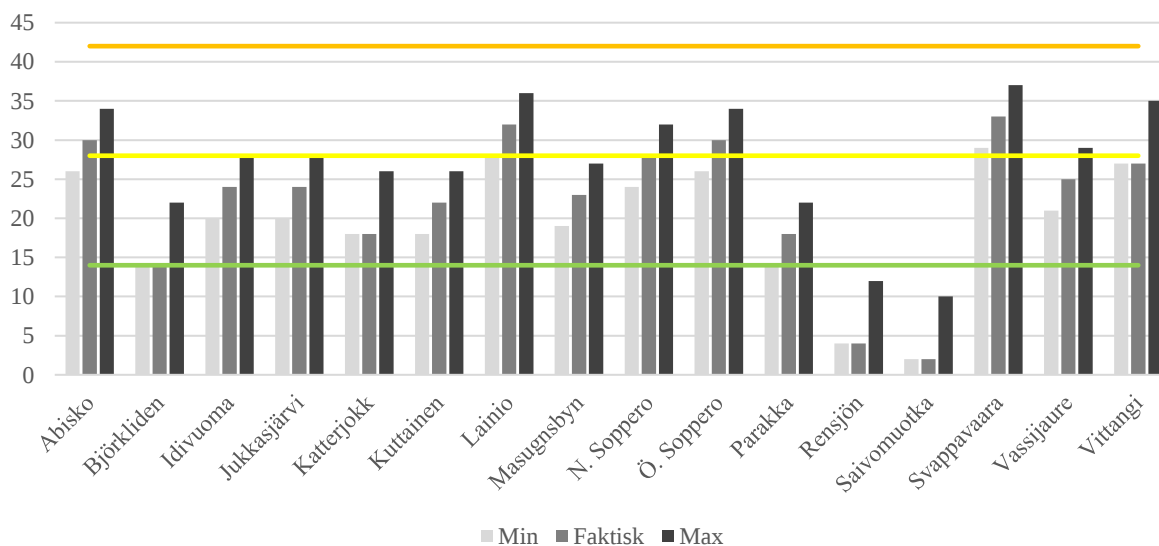
För de utvalda riskerna för känslighetsanalysen sätts riskpoängen till det maximala samt det minsta poängvärdet. Därefter jämförs skillnaderna tillsammans med det faktiska värdet för varje risk. Känslighetsanalysen redovisas i form av stapeldiagram i figur 12–14. De markerade linjerna i diagrammen redovisar gränserna för de olika riskklasserna, där färgen är satt till den riskklass som överskrids vid gränsen. Den undre gröna linjen går vid 14 poäng och representerar den övre gränsen för riskklass 4. Den gula mittersta linjen representerar den övre gränsen för riskklass 3 vid 28 poäng. Den översta linjen i orange representerar den övre gränsen för riskklass 2 vid 42 poäng.

Figur 12 visar känslighetsanalysen för risken Bräddning reningsverk där poängen kan variera mellan 0–4. Om poängen för risken sätts till noll sänks riskklassen för reningsverken i Lainio och Övre Soppero jämfört med de faktiska värdena och Abisko får höst riskpoäng. Sätts poängen till det maximala värdet, fyra, ökar riskklassen för Björkliden, och Vassijaure jämfört med de faktiska värdena. Även i detta fall får Abisko högst antal riskpoäng.



Figur 12. Stapeldiagram över hur de olika reningsverken påverkas om risken "Bräddning reningsverk" ändras från faktisk till minimum respektive maximum. Minimum för risken representerar noll poäng och maximum representerar fyra poäng. Den understa (gröna) linjen representerar övre gränsen för riskklass 4, mellersta linjen (gul) = övre gränsen för riskklass 3 och översta linjen (orange) = övre gränsen för riskklass 2.

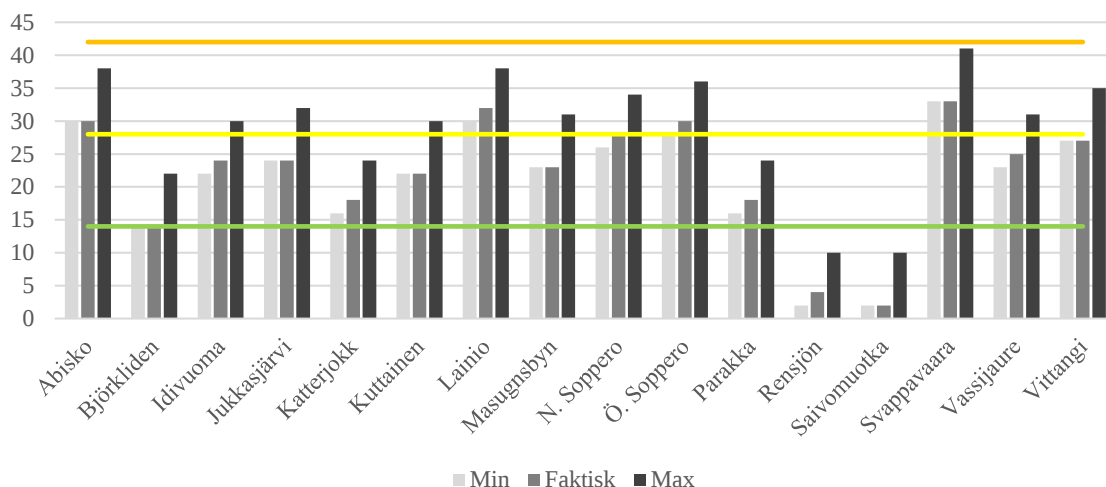
Figur 13 visar känslighetsanalysen för BOD där poängen kan variera mellan 0–8. Med värdena satta till noll minskar Lainio, Parakka och Svappavaara en riskklass jämfört med de faktiska riskpoängen. Inget reningsverk får högre riskklass än 3. Med de maximala poängen jämfört med de faktiska, ökar riskklassen för fem av reningsverken där Lainio är det reningsverk med högst riskpoäng. Både med den minsta och det högsta riskpoängen är Svappavaara och Lainio de reningsverk med högst slutgiltig riskpoäng. Däremot får Vittangi högre riskpoäng än både Abisko och Övre Soppero.



Figur 13. Stapeldiagram över hur de olika reningsverken påverkas om risken "BOD" ändras från faktisk till minimum respektive maximum. Minimum för risken representerar noll poäng och maximum representerar åtta poäng. Den understa (gröna) linjen representerar övre gränsen för riskklass 4, mellersta linjen (gul) = övre gränsen för riskklass 3 och översta linjen (orange) = övre gränsen för riskklass 2.

Figur 14 visar känslighetsanalysen för Näringsämnen där poängen varierar mellan 0–8. Med det minsta riskpoängen sänks riskklassen endast för ett av reningsverken, Lainio. Jämförelse mellan de faktiska poängen och de maximala poängen resulterar i att sex av reningsverken ökar en riskklass där totalt sju

får en riskpoäng i riskklass 2. Det reningsverk med högst riskpoäng är Svappavaara följt av Abisko och Lainio.



Figur 14. Stapeldiagram över hur de olika reningsverken påverkas om risken "Näringsämnen" ändras från faktisk till minimum respektive maximum. Minimum för risken representerar noll poäng och maximum representerar åtta poäng. Den understa (gröna) linjen representerar övre gränsen för riskklass 4, mellersta linjen (gul) = övre gränsen för riskklass 3 och översta linjen (orange) = övre gränsen för riskklass 2.

4.2 Provtagning

Tabell 9 visar resultaten från provtagningen av läkemedel och hormoner vid Vittangi avloppsreningsverk. Resultaten visar att inga koncentrationer överstiger de rapporteringsgränser som är satta för vare prov. I bilaga B återfinns alla värden från provtagningen.

Tabell 9. Analysresultat för provtagningen av läkemedel och hormoner vid reningsverket i Vittangi i provpunkterna uppströms och nedströms utsläppspunkten från reningsverket samt i det utgående vattnet.

Analys	Uppströms			Utgående			Nedströms		
	Resultat	Enhet	Säkerhet	Resultat	Enhet	Säkerhet	Resultat	Enhet	Säkerhet
Ciprofloxacin	<0,01	µg/l		<0,01	µg/l		<100	ng/l	
Diklofenak	<0,01	µg/l	± 0,007	<0,5	µg/l	± 0,2	<100	ng/l	± 30
17-alfa-etinylöstradio	<0,02	µg/l	± 0,005	<0,02	µg/l	± 0,005	<0,02	µg/l	± 0,005
17-beta-östradio	<0,02	µg/l	± 0,005	<0,02	µg/l	± 0,005	<0,02	µg/l	± 0,005

Analyserna från det utgående vattnet och punkten nedströms reningsverket ger en inblick i hur väl avloppsvattnet späds ut i recipienten. Punkten uppströms reningsverket ger information om bakgrundsvärden. I dessa koncentrationer är samhällets bidrag inräknat då punkten är lokaliserad mellan den större delen av samhället och reningsverket.

För att jämföra värdena från provtagningen användes de koncentrationer som nämns i HVMFS (2019:25). Koncentrationerna är sammanställda i tabell 10 tillsammans med högst uppmätta koncentration i renat avloppsvatten i Sverige samt lägsta effektnivå. Fullständig lista över alla ämnen som nämns i HVMFS (2019:25) återfinns i bilaga C. Komplet tabell med information om högsta uppmätta koncentrationer samt lägsta effektnivåer för ytterligare läkemedel återfinns i bilaga D.

Tabell 10. Tabell över koncentrationsgräns för god status för läkemedel och hormoner som anges i HVMFS (2019:25) samt högsta uppmätta koncentration och LOEC-värden (Lowest Observed Effect Concentration) (Goodpoint, 2016). Högsta uppmätta koncentration anger den högsta koncentration som detekterats i renat avloppsvatten i svenska avloppsreningsverk.

	Koncentrations-gräns för god status [µg/l]	Högsta uppmätta koncentration i renat [µg/l]	Lägsta effektnivå LOEC [µg/l]
Ciprofloxacin	0,1 *	0,24	5
Diklofenak	0,1	3,9	1
17-alfa-etinylöstradiol	0,000035	0,045	0,00032
17-beta-östradiol	0,0004	0,011	0,004

* Koncentrationen för Ciprofloxacin är för maximal tillåten koncentration, övriga koncentrationer är för årsmedelvärde

4.3 Riskanalys

4.3.1 Sammanställning av data

Data för varje riskkategori är sammanställd inför applicering av modellen för riskanalys och redovisas i tabellerna 11 – 15. Flödesberäkningar, utsläppsmängder samt information om vattenstatus och faktorer för varje enskilt reningsverk finns sammanställt i bilaga E.

Tabell 11 visar sammanställd information för riskkategorin *Utsläpp av föroreningar*. Dimensionering visar antal pe som varje reningsverk är dimensionerat för enligt tillstånd. Information om bräddning baseras på information om anslutna pumpstationer samt dokumenterade bräddningar enligt miljörapporter från år 2023.

Tabell 11. Data för bedömning av riskkategorin *Utsläpp av föroreningar*. Tomma fält indikerar att ingen information finns angiven i bedömningsmaterialet. Noll har angetts i de fall det finns beskrivet att det ej finns pumpstationer eller att ingen bräddning har förekommit. Informationen baseras på miljörapporter från 2023 och beslut för respektive anläggning.

Föroreningar		Dimensionering	Bräddning	
Reningsverk	Recipient	pe	Ledningsnät Pumpstationer	Reningsverk Antal tillfällen
Abisko	Torneträsk	400	2	0
Björkliden	Torneträsk	1686	0	0
Idivuoma	Idivuoma	150	3	
Jukkasjärvi	Torne älv	1700	2	1 (0,2% av årsflöde)
Katterjokk	Viepmatluoka	3200	1	0
Kuttainen	Muonio älv	400	1 (2)	
Lainio	Lainio älv	150	2 (3)	
Masugnsbyn	Rautajoki	140	0	
N. Soppero	Lainio älv	40	0	
Ö. Soppero	Lainio älv	300	1	
Parakka	Kalix älv	60		0
Rensjön	Rensjön	60		0
Saivomuotka	Muonio älv	50		0
Svappavaara	Liukattijoki	1600	1	3 (0,08% av årsflöde)
Vassijaure	Vassijaure	400	2	0
Vittangi	Torne älv	1800	0 (4)	3 (0,7% av årsflöde)

*parentes anger faktiska antalet pumpstationer, siffervärdet anger antal pumpstationer med brädd- och nödavlopp

Tabell 12 visar sammanställd information för riskkategorin *Utsläppsvillkor*. Tabellen redovisar antal tillfällen då reningsverken har släppt ut vatten med halter högre än reduktionsgräns, riktvärde eller gränsvärde tillåter enligt reningsverkets tillstånd. Sammanställning om vilka riktvärden, gränsvärden samt reduktionsgränser som gäller för varje reningsverk återfinns i bilaga F.

Tabell 12. Data för bedömning av riskkategorin *Utsläppsvillkor*. Fält markerade med noll indikerar att villkoret inte överskridits. I de fall inget riktvärde, gränsvärde eller reduktionsgräns finns angivet i tillståndet för anläggningen har fälten lämnats tomma. Informationen baseras på miljörapporter från 2023.

Utsläppsvillkor		Tillfällen då utsläpp överskridit					
Reningsverk	Recipient	Riktvärde		Gränsvärde		Ej uppnådd reduktion	
		BOD	Fosfor	BOD	Fosfor	BOD	Fosfor
Abisko	Torneträsk	1	2	0	1		
Björkliden	Torneträsk			0	0		
Idivuoma	Idivuoma	3	0				
Jukkasjärvi	Torne älv		0		0		
Katterjokk	Viepmatluoka	0	0	0	0		
Kuttainen	Muonio älv			0	0	1	0
Lainio	Lainio älv						
Masugnsbyn	Rautajoki		0				
N. Soppero	Lainio älv		0			2	2
Ö. Soppero	Lainio älv		0				
Parakka	Kalix älv					1	0
Rensjön	Rensjön					0	0
Saivomuotka	Muonio älv					0	0
Svappavaara	Liukattijoki		0		0		
Vassijaure	Vassijaure					5	6
Vittangi	Torne älv				0	0	0

Inget av reningsverken har krav med hänsyn till kväve

Tabell 13 visar sammanställd information för riskkategorin *Operativa faktorer*. Informationen används för att bedöma risken reningssteg i modellen och visar vilka reningssteg samt typ av anläggning varje reningsverk består av.

Tabell 13. Data för bedömning av riskkategorin *Operativa faktorer*. Tomma fält innebär att reningsstegen inte finns i den aktuella anläggningen. Informationen baseras på miljörapporter från 2023 och beslut för respektive anläggning.

Operativa faktorer		Anläggning	Reningssteg		
Reningsverk	Recipient		Mekanisk	Kemisk	Biologisk
Abisko	Torneträsk	Reningsverk	Ja	Ja	Ja
Björkliden	Torneträsk	Reningsverk	Ja	Ja	Ja
Idivuoma	Idivuoma	Reningsverk	Ja	Ja	
Jukkasjärvi	Torne älv	Reningsverk	Ja	Ja	
Katterjokk	Viepmatluoka	Reningsverk	Ja	Ja	Ja
Kuttainen	Muonio älv	Reningsverk	Ja	Ja	
Lainio	Lainio älv	Reningsverk	Ja	Ja	
Masugnsbyn	Rautajoki	Reningsverk	Ja	Ja	
N. Soppero	Lainio älv	Reningsverk	Ja	Ja	
Ö. Soppero	Lainio älv	Reningsverk	Ja	Ja	
Parakka	Kalix älv	Markbädd	Ja		
Rensjön	Rensjön	Markbädd	Ja		
Saivomuotka	Muonio älv	Markbädd	Ja		
Svappavaara	Liukattijoki	Reningsverk	Ja	Ja	
Vassijaure	Vassijaure	Reningsverk	Ja	Ja	
Vittangi	Torne älv	Reningsverk	Ja	Ja	

Tabell 14 visar sammanställd information för riskkategorin *Status, känslighet och biologisk mångfald*. Tabellen visar ekologisk och kemisk status samt statusklassning för näringsämnen. För utspädning har både höga (MHQ) och låga (MLQ) vattenflöden hämtats. De röda värdena är beräknade då information om utgående flöden saknades. Värdet för Lainio är baserat på det utgående flödet för Idivuoma då de är dimensionerade för samma pe. Parakka, Rensjön och Saivomuotka är markbäddar där värden för utgående flöde saknas. Flödet har beräknats utifrån det dimensionerande flödet för Rensjön.

Tabell 14. Data för bedömning av riskkategorin *Status, känslighet och biologisk mångfald*. Statusklassningar baseras på information från VISS (VISS, u.å.c). Syrefattiga vatten baseras på information från kartsystem för riskbedömning (VattenInformationsSystem Sverige, u.å.b). Skyddad natur baseras på angiven information i kartsystemet för skyddad natur (Naturvårdsverket, u.å.d). Höga (MHQ) och låga (MLQ) vattenflöden har hämtats från SMHI (SMHI, u.å.).

Status, känslighet och biologisk mångfald		Status övergödning	Syrefattiga vatten	Statusklassning			Skyddad natur	Utspädning	
Reningsverk	Recipient	Näringsämnen	BOD	Ekologisk	Kemisk*	Natura-2000	Arter**	MHQ m ³ /år	MLQ m ³ /år
Abisko	Torneträsk	Hög	Ingen info/risk	Hög	God	Inom	Dvärgpärlormfjäril, Fjällsilversmygare, Högnordisk blåvinge, Järv, Kalkkärrsgrynsnäck, Lappglans-mossa, Lappvallmo, Lappviol, Lodjur, Otandad grynsnäck, Polarblära, Utter	0,0007	0,0107
Björkliden	Torneträsk	Hög	Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0007	0,0106
Idivuoma	Idivuoma		Ingen info/risk	God	God	Inom		0,0018	0,1096
Jukkasjärvi	Torne älv	Hög	Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,1427	0,9225
Katterjokk	Viepmatluoka		Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0070	0,5768
Kuttainen	Muonio älv	Hög	Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0081	0,4481
Lainio	Lainio älv	God	Ingen info/risk	Måttlig	God	Inom		0,0000	0,0014
Masugnsbyn	Rautajoki	Hög	Ingen info/risk	God	God	Inom	Utter	0,0433	4,4106
N. Soppero	Lainio älv	God	Ingen info/risk	Måttlig	God	Inom	Fågel (skydd mot jakt)	0,0001	0,0045
Ö. Soppero	Lainio älv	God	Ingen info/risk	Måttlig	God	Inom		0,0005	0,0277
Parakka	Kalix älv		Ingen info/risk	Måttlig	God	Inom	Sjöfågel, vadare (skydd mot jakt)	0,0000	0,0014
Rensjön	Rensjön		Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0022	0,2148
Saivomuotka	Muonio älv	Hög	Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0000	0,0012
Svappavaara	Liukattijoki	Hög	Ingen info/risk	Måttlig	God	Inom		0,2892	22,2827
Vassijaure	Vassijaure		Ingen info/risk	Hög	God	Inom		0,0004	0,0338
Vittangi	Torne älv	Hög	Ingen info/risk	God	God	Inom	Änder, vadare (skydd mot jakt)	0,0012	0,0263

* Kemisk status med hänsyn till mindre stränga krav

**Arter som skyddas i det naturreservat/nationalpark som recipienten ligger nära eller inom. Alla recipienter ligger inom Torne och Kalix älvsystem (Natura-2000) som skyddar följande arter: Flodpärlmussla, Grön flodtrollslända, Lax (i sötvatten), Stensimpa, Utter, Venhavre

Tabell 15 visar sammanställd information för riskkategorin *Allmänna intressen och rekreativsvärde*. Tabellen visar om reningsverken anses ha risk att påverka allmänna intressen som dricksvattentäkt eller badplatser. Även information om närhet till naturreservat eller nationalparker ingår i tabellen.

Tabell 15. Data för bedömning av riskkategorin *Allmänna intressen och rekreativsvärde*. Informationen för dricksvattentäkt baseras på personlig kommunikation från M. Lundin (30 september 2024). Övrig påverkan på natur baseras på information från kartverket GIS-stöd för små avlopp (Länsstyrelserna, 2024).

Allmänna intressen och rekreativsvärde		Påverkan på vatten		
Reningsverk	Recipient	Dricksvattentäkt	Badplats	Naturreservat/nationalpark/skyddsområde djur och växt
Abisko	Torneträsk	Ingen	Ingen	Inom
Björkliden	Torneträsk	Ingen	Ingen	Nära
Idivuoma	Idivuoma	Ingen	Ingen	Ej inom
Jukkasjärvi	Torne älv	Ingen	Ingen	Ej inom
Katterjokk	Viepmatluoka	Ingen	Ingen	Ej inom
Kuttainen	Muonio älv	Ingen	Ingen	Ej inom
Lainio	Lainio älv	Ingen	Liten	Ej inom
Masugnsbyn	Rautajoki	Ingen	Ingen	Inom
N. Soppero	Lainio älv	Ingen	Liten	Nära
Ö. Soppero	Lainio älv	Ingen	Liten	Ej inom
Parakka	Kalix älv	Ingen	Liten	Inom
Rensjön	Rensjön	Ingen	Ingen	Ej inom
Saivomuotka	Muonio älv	Ingen	Ingen	Ej inom
Svappavaara	Liukattijoki	Ingen	Ingen	Ej inom
Vassijaure	Vassijaure	Ingen	Ingen	Ej inom
Vittangi	Torne älv	Ingen	Liten	Inom

4.3.2 Resultat från riskanalysen

Sammanställning av poäng för alla risker ger en totalpoäng för varje reningsverk. Redovisning av slutgiltig riskpoäng samt fördelning av riskklass redovisas i tabell 16. Fullständig modell med poängfördelning för varje enskild risk redovisas i bilaga G. Tabellen visar att Svappavaara är det reningsverk med högst riskpoäng på 33. Därefter följer Lainio på 32 poäng samt Abisko och Övre Soppero på 30 poäng. Samtliga fyra reningsverk ges riskklass 2. De reningsverk med lägst riskpoäng är Saivomuotka, Rensjön samt Björkliden som alla tre tillhör riskklass 4.

Tabell 16. Slutgiltig fördelning av riskpoäng för varje reningsverk. Färgindelningen följer: Grönt = Riskklass 4, Gul = Riskklass 3, Orange = Riskklass 2.

Reningsverk	Riskpoäng
Abisko	30
Björkliden	14
Idivuoma	24
Jukkasjärvi	24
Katterjokk	18
Kuttainen	22
Lainio	32
Masugnsbyn	23
N. Soppero	28
Ö. Soppero	30
Parakka	18
Rensjön	4
Saivomuotka	2
Svappavaara	33
Vassijaure	25
Vittangi	27

4.3.3 Förslag för provtagning

De reningsverk med högst riskpoäng som, enligt modellen, bör prioriteras för recipientkontroll är Svappavaara, Lainio, Abisko och Övre Soppero. Figur 15 visar ett möjligt analyspaket från SGS som anses lämpliga för ett framtida kontrollprogram. Förslaget är baserat på information ur föreskrifterna HVMFS (2019:25) samt en provtagningsplan med liknade förhållanden från Kalix kommun (Kalix kommun, 2012). Andra parametrar som ej är inkluderade i det föreslagna paketet som kan kompletteras är färg och COD. Provtagningen bör ske vid minst två platser vid varje reningsverk. Den ena punkten placeras uppströms utsläppspunkten för det renade vattnet och den andra punkten placeras nedströms för att bedöma reningsverkets påverkan på recipienten. Enligt de krav som ställs i HVMFS (2019:25) ska provtagning genomföras vid minst fyra tillfällen för att ett helårsmedelvärde ska kunna tas fram för näringsämnen i sjöar.

Recipientvatten, baspaket		NAT005
Analyser	Rapporteringsgräns	
Absorbans vid 420 nm, filt.	0,005 abs/5 cm1	
Konduktivitet	mS/m	
pH	2-12	
Alkalinitet	0,02 mekv/l	
TOC	1 mg/l	
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	10 µg/l	
Nitratkväve, NO ₃ -N + Nitritkväve, NO ₂ -N	10 µg/l	
Fosfor total, P	5 µg/l	
Kväve total, N	100 µg/l	
Provtagningskärl: 1 st 500 ml plastflaska.		

Figur 15. Figur över ett möjligt analyspaket för recipientvatten som erbjuds från SGS (SGS, 2024).

5 DISKUSSION

5.1 Framtagning av modell

De två huvudkategorierna som den framtagna modellen består av är samma som de i HaV-modellen (HaV, 2022b). Däremot har många fler risker inkluderats i den framtagna modellen. De båda modellerna har även olika risker i fokus. I HaV-modellen står riskerna inom anläggning för majoriteten av poängen (HaV, 2022b). Riskerna för recipienten består endast av cirka 30 % av totalpoängen. Modellens syfte är i första hand att avväga var tillsyn bör prioriteras för enskilda reningsverk upp till 200 pe. Riskerna fokuserar på reningsverkens tekniska förutsättningar, skötsel och vilken typ av avloppsvatten som belastar anläggningen. Riskerna för recipienten ingår för att avgöra hur hög skyddsnivå som gäller (HaV, 2022b). I den framtagna modellen har känslighet och status hos recipienten större vikt vid bedömningen. Poängsättningen har till viss del baserats på målet att få de två huvudkategorierna att stå för ungefär lika stor andel av totalpoängen. Detta anses uppnått i den framtagna modellen där risker för recipient står för cirka 52% av totalpoängen och risker för anläggning står för cirka 48% där totalt fyra poäng skiljer de två kategorierna åt.

Några av riskerna i den framtagna modellen saknade information för vissa av reningsverken. För dessa genomfördes avvägningar för att sätta rimliga poäng. För alla de risker där information saknats har poängen satts till samma värde som högsta värdet bland de reningsverk där information funnits, med undantag för utsläppsvillkor för fosfor.

I modellen har poängsättningen anpassats för att inte en risk ska räknas flera gånger. Reningsverkets storlek förekommer dock som bedömningsgrund för två av riskerna, dels dimensionering samt brist på fällningskemikalier. För dimensionering ger risken dock högre poäng desto större reningsverket är. För brist på fällningskemikalier ges en högre poäng för de mindre reningsverken. Att storleken på reningsverket är inkluderat två gånger jämnas därför ut. För klimatförändringar baseras informationen på bräddning från ledningsnät samt reningsverk. Om ett reningsverk inte har haft problem med bräddning bedöms även risken för klimatpåverkan vara låg. Då ökade flöden riskerar att leda till ökade problem med bräddningar anses det rimligt att modellen ger högre riskpoäng för de reningsverk som haft bräddningar eller där bräddningar är möjlig. Även vid bedömning av vattenstatus beräknas risker dubbelt. I bedömning av ekologisk vattenstatus ingår nämligen näringsämnen som en komponent som påverkar slutbedömningen av den ekologiska statusen. Enligt informationen i VISS bedömdes vissa av recipienterna ha måttlig ekologisk status trots att näringsämnen bedömdes till hög eller god. Att inkludera näringsämnen i en separat risk ansågs därför passande för att visa på att den måttliga ekologiska statusen inte beror på höga halter av näringsämnen.

5.1.1 Utveckling av modellen

Modellen som tagits fram baseras endast på en totalsumma för vardera reningsverk som beräknats genom att addera poäng för de olika riskerna. I HaV-modellen användes samma metod men en av riskkategorierna multiplicerades med två för att ge risken större vikt. Denna typ av multiplicering ger en säkerhetsfaktor för de riskkategorier som anses störst. Den framtagna modellen inkluderar inga sådana säkerhetsfaktorer. Genom att lägga till säkerhetsfaktorer belyses vissa risker och riskklassen för de olika reningsverken ändras eventuellt.

I modellen har informationen hämtats från VISS för att avgöra vattenstatus hos recipienterna. Informationen som är tillgänglig är sammanställd för perioden 2016–2021 (Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt, 2022). Den nästkommande perioden gäller för 2022–2027 där information kan uppdateras och mer bedömningsmaterial kan inkluderas. För att möta de behov och krav som finns

inom vattenförvaltningen krävs det att informationen uppdateras för att ge en rättvis bild över hur landet olika recipienter mår (Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt, 2022). Ett område som anses ha särskilt stora behov av utveckling är övervakning av prioriterade- och särskilt förorenande ämnen. Mikroföroreningar identifierades som en möjlig risk men inkluderades inte i modellen på grund av bristfällig information om halter som förekommer i de olika vattenförekomsterna. Om ytterligare information inkluderas i VISS i nästa cykel kan modellen utvecklas genom att fler ämnen kan användas som grund för bedömning av vattenstatus.

5.1.2 Känslighetsanalys

Utifrån den genomförda känslighetsanalysen kan det konstateras att de reningsverk som bedömts ha högst riskpoäng även anses ha höga riskpoäng om de utvalda parametrarna för känslighetsanalysen ändras. För både bräddning från reningsverk och näringsämnen är reningsverken Svappavaara, Abisko, Lainio och Övre Soppero de fyra anläggningarna med högst riskpoäng, oavsett om risken bedöms till den lägsta eller den högsta poängen. För riskkategorin Utsläppsvillkor BOD är Svappavaara och Lainio fortfarande de reningsverk med högst poäng. Om poängen ändras till minsta eller högsta värdet går dock Vittangi om Abisko och Övre Soppero med ett poäng. I den faktiska bedömningen kommer Vittangi på en sjätte plats med hänsyn till total riskpoäng vilket tyder på att det finns en del risker/osäkerheter vid reningsverket. Poängskillnaden för att samma fyra anläggningar ska vara i topp för alla riskerna i känslighetsanalysen är mycket liten vilket gör att modellen kan anses ha en relativt låg känslighet. Med de risker som inkluderats i den framtagna modellen är det de fyra reningsverken med högst riskpoäng som bör vara de prioriterade anläggningarna för recipientkontroll. För att säkerställa modellens säkerhet krävs utförligare känslighetsanalyser där fler risker kontrolleras.

5.2 Risker för anläggning

5.2.1 Anläggning och ledningsnät

En av riskerna som ger högst poäng är storleken på reningsverket, dvs dess dimensionering. Då en större anläggning tar emot större flöden antas även ett större massflöde av föroreningar. Ingen av anläggningarna har någon typ av avancerad rening. Detta gör att högre massflöden av mikroföroreningar, som läkemedel och PFAS samt kväve, bör förekomma i utgående vattnet från de större reningsverken. För de anläggningar där säsongvariation förekommer blir riskpoängen något missvisande då den faktiska belastningen på reningsverket stundtals är betydligt lägre än vad anläggningen är dimensionerad för. Ett av reningsverken som påverkas av säsongsvariationer är Abisko som, enligt den framtagna modellen, har hög riskklass. Den faktiska risken i Abisko kan därför vara lägre delar av året, under låg säsong. De tre andra reningsverken med högst riskpoäng anges inte ha en säsongsvariation i anläggningens tillstånd.

Modellen tar även hänsyn till vilken typ av anläggning varje reningsverk är. Denna risk ingår i HaV-modellen men har fått anpassas då poängsättningen i HaV-modellen utgår för olika enskilda anläggningar (HaV, 2022b). I den framtagna modellen anses de reningsverk som har tre reningssteg (mekanisk, kemisk och biologisk) ha bättre rening då fler föroreningar anses reduceras i anläggningen. Både anläggningar med markbädd eller med två reningssteg (mekanisk och kemisk) anses rena färre föroreningar och får därför en högre riskpoäng. Detta antagande, att fler reningssteg är bättre, behöver inte stämma då mycket god rening kan uppnås i markbäddar eller anläggningar med två reningssteg (Naturvårdsverket, 2007 & Avloppsguiden, u.å.). I och med detta ger denna risk endast ett eller noll riskpoäng för att inte skillnaderna i anläggning ska spela lika stor roll för bedömningen.

Poängsättningen för bräddning skiljer sig beroende på om bräddning skett från ledningsnätet eller själva reningsverket. I den tillgängliga dokumentationen fanns främst information om bräddningar från reningsverken samt antal anslutna pumpstationer med bräddpunkter. För bräddning från ledningsnät baserades poängsättningen på hur många möjliga bräddpunkter som fanns på ledningsnätet för varje reningsverk. Många av reningsverken hade antingen ingen ansluten pumpstation eller så hade pumpstationen inget brädd- eller nödutlopp där avloppsvattnet kunde bräddas ut till recipienten. Även om pumpstationer med bräddutlopp finns på ledningsnätet är det inte givet att bräddning sker men då möjligheten finns anses det som en möjlig risk. För bräddning från reningsverket är förutsättningarna baserade på antal tillfällen då bräddning skett. Detta gör att ingen hänsyn tas till hur stora bräddningarna är vilket kan ge missvisande riskpoäng. Av de 16 reningsverken som ingått i studien är det endast tre av dem som har dokumenterade bräddningar från 2023.

För risken klimatförändringar med hänsyn till ökad nederbörd, har information om bräddning från ledningsnät samt reningsverk använts. Då ökad nederbörd ökar risken för tillskottsvatten som läcker in i ledningar kan bräddningar öka för att hantera de större flödena (Lidström, 2020). Om inga bräddpunkter finns på ledningsnätet och ingen bräddning skett från reningsnätet anses de ökade flöden inte bidra till bräddning. Detta gäller även i de fall ingen information om bräddning från reningsverket finns. Om bräddpunkter finns på ledningsnätet anses liten risk finnas för bräddning vid ökad nederbörd. Stor risk för bräddning är satt för de reningsverk som redan har dokumenterad bräddning med dagens flöden. I modellen antas en ökad risk för bräddningar då ökad nederbörd riskerar att orsaka större mängd tillskottsvatten. Den ökade andelen tillskottsvatten bidrar till utspädning av avloppsvattnet vilket försvårar reningsprocesserna (Lidström, 2020). Detta kan leda till att de halter som släpps ut till recipienten är under de riktvärden och gränsvärden som ställs i villkoret men reduktionen av föroreningarna är sämre. Detta gör att halterna av föroreningarna som släpps ut blir större. Samtidigt ger den ökade nederbörden högre vattenflöde i recipienterna vilket bidrar till ökad utspädning. Exakt hur den klimatförändringar med ökad nederbörden kommer påverka ledningsnät, reningsverken och recipienterna inom kommunen är dock svårt att avgöra.

En annan risk som inkluderats i modellen är risken att brist på fällningskemikalier ska uppstå. Detta är en relativt ny risk som uppmärksammas vilket gör att det fortfarande är osäkert hur risken bör hanteras på bästa sätt (Nilsson, 2024). I modellen antas att mindre reningsverk kommer bortprioriteras om en brist uppstår. Gränserna som ställts upp är vid 500 pe samt vid 2000 pe. Om en brist på kemikalier skulle uppstå är det möjligt att samtliga reningsverk som ingår i studien skulle bortprioriteras då alla anses vara små reningsverk. Skulle detta ske bör poängsättningen ändras då de större anläggningarna har större utgående vattenflöden. Detta bidrar i sin tur till större utsläpp av föroreningar om det kemiska steget inte fungerar. Ytterligare information om vilka avvägningar och prioriteringar som bör genomföras vid en brist av fällningskemikalier krävs dock för att denna risk ska bedömas mer lämpligt i modellen. Än så länge har ingen brist uppstått och förhoppningen är att det inte kommer ske i framtiden heller. I och med detta ger risken relativt få riskpoäng i modellen (mellan noll och tre) vilket gör att risken inte bör ha stor påverkan på slutresultatet.

5.2.2 Reningsverkens utsläppsvillkor

För att få med hur stor påverkan varje reningsverk anses ha med hänsyn till belastning av BOD och fosfor utvärderades hur väl varje anläggning uppfyllde de villkorsgränser som finns angivna i anläggningen tillstånd. Vilka villkor som gäller för reningsverken varierar där vissa endast har villkorsgränser för fosfor medan vissa har gränser för både fosfor och BOD. Av de 16 reningsverk som ingår i studien saknar fem villkorsgränser för BOD och ett av reningsverken saknar villkorsgräns för fosfor. För utsläppsvillkoren BOD och fosfor sattes poängen för ingen information till 4 vilket var det

värde som majoriteten av reningsverken med information hade. I de fall information om riktvärden och gränsvärden saknades jämfördes utsläppsdata med de värden som fanns tillgängliga för övriga anläggningar med bestämda gräns- och riktvärden i sina villkor. För de reningsverk som saknade värden var det främst reduktionsgränsen som i vissa fall kunde vara något sämre jämfört med de reningsverk som hade villkor med bestämda gräns- och riktvärden.

De gränsvärden som finns för de olika anläggningarna gäller antingen för kvartal, halvår- eller årsmedelvärde och anges som värden som inte får överstigas. Om ett reningsverk inte kunnat hålla sig under de gränsvärden som angetts i tillståndet anses anläggningen ha större risker än om ett riktvärde inte passerats. Riktvärdena är halter som ej bör överstigas men även om ett riktvärde överstigs vid enstaka provtillfällen kan fortfarande kravet för gränsvärdet (som är ett medelvärde) uppfyllas. Reduktionen anger hur god reningsgraden är för ett ämne genom att jämföra de ingående halterna med de utgående. För några av reningsverken har reduktionsgraden inte uppfyllts. Detta kan bero på att avloppsvattnet blivit utspädd med tillskottsvatten vilket försvårar reningsprocessen. Denna utspädning gör att kraven för riktvärden och gränsvärden anses vara uppfylld trots att mängden BOD och fosfor som släpps ut från reningsverket är högre än normalt. Ett möjligt tillfälle då reduktionsgraden för reningsverken är sämre är i samband med snösmältningen då höga flöden uppstår. Vid dessa tillfällen är även vattenflödet i recipienten högre vilket gör att utspädningen i recipienten är större och påverkan av utsläppen blir mindre. Tillskottsvatten ska dock minimeras så långt det går och modellen bedömer därför överstigen reduktionsgrad som lika ”dåligt” som överstigit riktvärde.

Om anläggningen fått tillstånd utan restriktioner för ett ämne bör påverkan av föroreningen antas vara obetydlig för recipienten. Detta gör att poängen för *Ingen information* hade kunnat vara lägre i modellen då risken bör vara låg för påverkan i och med att reningsverken antas uppfylla de allmänna råden angivna i HVMFS (2016:17). Då tillstånden/besluten för vissa av anläggningar är äldre kan fler restriktioner ställas på en anläggning om ett nytt tillstånd skulle utfärdas. Inget av reningsverken har restriktioner för utsläpp av kväve. Om tillstånden för reningsverken förnyas kan det i framtiden ställas krav på vilka halter av kväve som släpps ut till recipienten. Krav på kvävereduktion i mindre reningsverk är dock inte relevant utifrån de direktiv som finns i dagsläget. I och med detta kommer modellen behöva uppdateras i framtiden i de fall nya tillstånd utfärdas, för att ta hänsyn till hur väl varje reningsverk uppfyller sitt villkor.

5.3 Risker för recipienten

5.3.1 Risk för att vattenstatus påverkas negativt

Enligt vattenstatusen i VISS har samtliga recipienter relativt god status. För den kemiska statusen har bedömningen gjorts med mindre stränga krav då samtliga vattenförekomster bedöms ha dålig status på grund av bromerade difenyleter och kvicksilver. Om dessa parametrar ej tas med, bedöms alla recipienterna ha god status. Parametrar som påverkar den kemiska statusen är bland annat bly, kadmium eller nickel. För majoriteten av recipienterna saknades dock bedömningar för dessa parametrar. Reningsverken i studien klassas dock som små och saknar industrianslutningar vilket gör att halterna av dessa ämnen antas vara låga.

Den ekologiska statusen varierar mellan hög till måttlig för de olika recipienterna. Vid bedömning av ekologisk status ingår flera olika parametrar där näringsämnen utgör den parameter som starkast kan kopplas till avloppsreningsverk. De reningsverk som har fått måttlig ekologisk status har fått denna bedömning då hydromorfologin i vattendraget anses otillfredsställande. Denna parameter berör till exempel hur djur och växter kan röra eller sprida sig i vattnet samt hur flöde, djup och bottenstrukturer ser ut (VISS, u.å.a). Denna parameter anses inte påverkas av reningsverken.

Av alla reningsverk som har måttlig ekologisk status, har alla utom ett klassats för näringsämnen där de anses ha god eller hög status. Den recipient med måttlig status som ej klassats för näringsämnen är Kalix älv som är recipient för reningsanläggningen i Parakka. Utöver recipienten för Parakka saknar fyra av recipienter statusklassning för näringsämnen. Majoriteten av vattendragen i norra Sverige har god eller hög status när det kommer till näringsämnen (VISS, u.å.b). Statusen för näringsämnen i de recipienterna utan klassning antas därför ha liknande förhållande För näringsämnen ansågs därför två poäng vara ett rimligt värde för de reningsverk som inte hade statusklassning.

Användning av kväve och fosfor är en av de nio planetära gränserna (Richardson et al., 2023). De andra gränserna är: klimatförändringar, havsförurning, förtunning av ozonskiktet, sötvattenanvändning, förändrad markanvändning, minskad biologisk mångfald, luftföroreningar, kemiska gifter. De planetära gränserna har som syfte att ge ökad förståelse för den antropogena påverkan för jordens miljö och visa på möjliga gränser för vad jorden bedöms klarar av. De gränserna som ingår bedöms ha stor påverkan för det övergripande tillståndet hos jorden. Enligt Richardson et al (2023) bedöms sex av gränserna vara överskridna, där ibland gränsen för användning av fosfor och kväve. Att denna gräns överskrids leder till ett flertal negativa konsekvenser, bland annat ökade problem med övergödning och förlust av biologisk mångfald. De mänskliga utsläppen av både kväve och fosfor måste alltså minskas för en hållbar framtid.

Problemen med övergödning riskeras att öka i framtiden i och med att klimatförändringarna bidrar till ett varmare klimat med förlängd växtsäsong. Den ökade temperaturen bidrar även till varmare vatten i recipienterna. Mängden syre som kan lösa sig i vattnet sjunker med ökad vattentemperatur (Sveriges geologiska undersökning [SGU], 2024). Då syre konsumeras vid nedbrytning av organiskt material kan den ökade temperaturen bidra till att det lösta syret i vattnet konsumeras fortare. Detta ger ökad risk för syrefattiga miljöer och utsläpp av BOD kan få större påverkan för recipienten. Klimatförändringar med hänsyn till ökad temperatur har inte ingått i den framtagna modellen då inga tydliga förutsättningar för poängklassning kunde bestämmas. Ett varmare klimat anses dock vara en risk som kan behöva inkluderas i modellen i framtiden.

I modellen har bedömning av recipientens känslighet för BOD baserats på en karta för riskbedömning av ytvatten. I kartan markeras ”ingen risk” och ”ej klassad” på samma sätt. Detta gör att det inte går att bestämma om recipienterna är klassade eller inte samt om någon risk finns.

I modellen ingick en riskkategori för utspädning i recipienten. Denna risk inkluderades för att få en ungefärlig bild över hur stor andel av det totala vattenflödet i recipienten som utgörs av renat avloppsvatten. Då flödet varierar både i recipienten samt ut från reningsverket ger den beräknade utspädningen endast en indikation på hur stor andel det renade avloppsvattnet utgör. För de tre markbäddarna fanns inga flödesmätningar utan ett ungefärligt flöde beräknades utifrån det dimensionerande flödet för markbädden i Rensjön. Detta flöde är med största sannolikhet större än det faktiska flödet då avloppsvattnet kan infiltrera i markbädden. En viss del av vattenflödet kan dock nå recipienten i och med att markbädden har ett utlopp. Risken att de tre markbäddarna påverkar ytvattnet är troligtvis låg. Även reningsverket i Lainio saknade flödesmätningar vilket gjorde att ett ungefärligt flöde bestämdes. Detta flöde baserades på flödesdata för Idivuoma då båda reningsverken är dimensionerade för samma antal pe. Enligt beräkningarna är det endast två av reningsverken där andelen renat avloppsvatten i recipienten överskrider 1%. Det ena är Masugnsbyn där andelen renat avloppsvatten är beräknat till omkring 4%. Det andra reningsverket med större andel renat avloppsvatten i recipienten är Svappavaara där beräkningen visar att omkring 22% av flödet utgörs av det utgående flödet från reningsverket. Denna andel är dock missvisande då det utgående flödet inte släpps ut direkt till recipienten. Enligt M. Lundin (personlig kommunikation 18 december 2024) transporteras det utgående vattnet från reningsverket i Svappavaara till tre mindre sjöar. Därefter kan vattnet även röra

sig till ytterligare närliggande sjöar i sin väg till den faktiska recipienten. I och med den långa transportsträckan påverkas recipienten inte direkt av de föroreningar som reningsverket släpper ut. Detta har inte tagits hänsyn till i modellen vilket ger ett missvisande resultat. Information om flöde i de mindre sjöarna finns inte tillgängligt då de inte klassas som vattenförekomster i VISS utan utspädningen har baserats på flödet i recipienten. Beroende på vattenmängd i de olika sjöarna kan andelen avloppsvatten i recipienten variera men, i och med utspädning av till exempel regnvatten, bör andelen avloppsvatten som når recipienten vara lägre än modellen visar. Sjöarna kan även minska reningsverkets belastning på recipienten i och med att föroreningar kan fördröjas i de tre sjöarna.

5.3.2 Risk för påverkan av skyddad natur och allmänna intressen inom eller i närhet av recipienten

Risken att påverka en dricksvattentäkt eller badplats ingick i HaV-modellen där de två riskerna räknats ihop (HaV, 2022b). Därefter multiplicerade riskpoängen för riskkategorin med två för att lägga extra vikt på dessa risker. I den framtagna modellen har dessa risker delats upp istället. Detta gör att den möjliga totalpoängen blir ungefär lika stor som den möjliga totalpoängen för dessa risker i HaV-modellen. Uppdelningen ansågs nödvändig för att lättare kunna avgöra om den angivna riskpoängen erhållits på grund av påverkan på dricksvattentäkt eller påverkan på badplats. Dricksvattentäkterna anses inte ha någon risk för påverkan från reningsverken, M. Lundin (personlig kommunikation, 30 september 2024). Ytvattentäkter ligger uppströms och grundvattentäkter är på rätt sida av vattendelare eller långt ifrån reningsverkens utsläppspunkter, bekräftat av M. Lundin (personlig kommunikation, 30 september 2024). Information om påverkan på badplats hämtades från GIS-stödet som även användes i HaV-modellen (HaV, 2022b). Enligt bedömning ansågs fem av reningsverken ha liten risk att påverka en badplats. Att en liten risk finns innebär att en badplats finns inom delavrinningsområdet med en buffert på 100 meter (Hjelmquist et al., 2018). Bedömningsmaterielat anses dock osäkert enligt författarna där området som markerar badplatsen kan vara något felplacerat. Det kan även förekomma fler badplatser än de som är inkluderade i bedömningsmaterialet då endast badplatser rapporterade av kommunen är inkluderade (Hjelmquist et al., 2018). Eventuell påverkan på badplatser kändes dock relevant att inkludera i modellen men för att säkerhetsställa den faktiska påverkan kan ytterligare bedömningar krävas.

En risk som inkluderats i modellen är närhet till naturreservat eller nationalparker. Fjällområden är en naturtyp som har stort rekreativvärde och anses viktigt att bevara för kulturella ekosystemtjänster (Svensson et al., 2017). Platser som till exempel Abisko anses alltså ha ett upplevelsevärde för oss människor. Om naturreservaten eller nationalparkerna skulle påverkas negativt av reningsverkens utsläpp skulle det riskera att bidra till minskat friluftsliv i området (Svensson et al., 2017). I modellen har hänsyn tagits till närhet till ett naturreservat eller nationalpark. För vissa av recipienterna fanns även restriktioner där området var utpekad som skyddsområde för specifika arter, främst genom skydd av olika fågelarter. Aspekten ansågs lämplig att inkludera i modellen för att visa på vikten att minska risk att påverka särskilt skyddad naturmiljön. Alla recipienterna ingår även i Torne och Kalix älvsystem vilket räknas som ett natura 2000 område som har som syfte att skydda ett flertal arter (Länsstyrelsen Norrbotten, 2022). I materialet för bedömning fanns ingen specifik information om vilka arter som förekom inom vilka områden. En av de skyddade arterna är flodpärlmusslan som anses vara en mycket hotad art (Olofsson, u.å.). Enligt en inventering som genomfördes 2005 bedömdes Kiruna kommun inte ha något känt vattendrag där flodpärlmusslan förekom. För att kunna göra en mindre generell bedömning av risken krävs utförligare information där inventeringar genomförs för att säkerhetsställa vilka arter som förekommer vart. Då denna typ av information saknades bedömdes samtliga reningsverk ha liten risk att påverka ett natura-2000 område, enligt modellen.

5.4 Mikroföroreningar i recipienten

En av riskerna som identifierades men som inte ingick i modellen var mikroföroreningar. Som beskrivet i teoridelen av rapporten förekommer många olika typer av mikroföroreningar i avloppsvatten. I dagsläget finns dock ingen information om hur höga koncentrationer av de olika ämnena som förekommer i recipienterna.

Provtagningen som genomfördes var för att få en inblick i hur höga koncentrationer av läkemedel som avloppsreningsverket bidrar med. Resultaten från provtagningen visar på att alla koncentrationer är lägre än rapporteringsgränserna. Rapporteringsgränsen skiljer sig dock något mellan de tre proverna. För provtagningen nedströms var rapporteringsgränsen för ciprofloxacin och diklofenak 0,1 µg/l vilket är lika hög koncentration som gränsvärdena för de två ämnena. Då viss mätosäkerhet finns kan koncentrationerna i provet nedströms överskrida gränsen för god status. För att bedöma om vattnet uppfyller kraven för god status krävs därför ytterligare provtagningar med lägre rapporteringsgräns. I provet uppströms var rapporteringsgränsen för de två ämnena 0,01 µg/l vilket betyder att lägre koncentrationer kunde detekteras. I det utgående provet hade ciprofloxacin samma rapporteringsgräns som i provet uppströms. Diklofenak hade däremot en högre rapporteringsgräns i det utgående provet som översteg gränsvärdet i HVMFS (2019:25). Den höjda rapporteringsgränsen berodde på att laboratoriet (SGS) ansåg att vattnet var för smutsigt för den analysmetod som hade en lägre rapporteringsgräns. Koncentrationen av diklofenak i det utgående vattnet kan därför överstiga gränsvärdet på 0,1 µg/l. Då analysresultaten i proven uppströms och utgående visar på koncentrationer < 0,01 µg/l för ciprofloxacin bör reningsverkets bidrag av ämnet inte utgöra en betydande risk för recipienten. För de två hormonerna, 17-alfa-etinylöstradiol och 17-beta-östradiol, är rapporteringsgräns mycket högre än de gränsvärden som finns i HVMFS (2019:25). Resultaten från provtagningen kan därför inte fastställa om koncentrationen för dessa ämnen överskrider gränsvärdena. För att avgöra hur stort reningsverkets bidrag av diklofenak och de två hormonerna är krävs ytterligare provtagningar med lägre rapporteringsgränser.

Vid jämförelse med värden för dokumenterad lägsta effektnivå (LOEC, Lowest Observed Effect Concentration) bör varken ciprofloxacin eller diklofenak utgöra en risk för recipienterna. För ciprofloxacin och diklofenak är LOEC 5 µg/l respektive 1 µg/l (Goodpoint, 2016). Om mätosäkerheten adderas till rapporteringsgränsen är koncentrationerna under både LOEC och de högsta koncentrationer som uppmätts i renat avloppsvatten. I och med detta bedöms påverkan av de två ämnena inte ha en betydande påverkan på recipienten. För de två hormonerna är LOEC 10 gånger högre än den godkända koncentrationen för god status. Låga koncentrationer av hormonerna kan därför bidra till negativa effekter på recipienten. I jämförelse med PNEC (predicted no effect concentration) ger LOEC ett säkrare underlag för att avgöra om ett ämne faktiskt utgör en risk då det baseras på kunskap om ämnets farlighet (Goodpoint, 2016). Vid ytterligare provtagning bör hormonerna prioriteras framför de andra läkemedlen för att undersöka om koncentrationerna i recipienten överskrider gränsen för god status eller LOEC.

På grund av felmärkning av provflaskorna blev proverna nedströms och utgående ihopblandade. Detta bidrog till de varierande rapporteringsgränser och mätosäkerhet vilket bidrar till svårigheter att jämföra resultaten. Då endast en provtagning genomförts kan inga direkta slutsatser dras utan provtagningen ger endast en indikation på förekomst av läkemedel och hormoner i recipienten. Proverna togs även från strandkanten istället för i strömfåran på grund av säkerhetsskäl. Detta kan bidra till missvisande resultat då utspädning och omblandning troligtvis är som mest effektiv i mitten av strömfåran. För att få mer representativa resultat krävs upprepad provtagning.

Vittangi avloppsreningsverk är ett av de större inom studien. Då resultaten visar på låga halter i det utgående vattnet anses det rimligt att även koncentrationerna vid de övriga reningsverken är låga. Med de gränser som gäller i dagsläget bör inte läkemedel utgöra en betydande risk för recipienterna till de mindre reningsverken i Kiruna. I dagsläget finns inga krav på avancerad rening i kommunens mindre reningsverk. I och med det nya avloppsdirektivet har dock restriktionerna skärpts allt eftersom forskning om mikroföroreningarnas effekter utvecklas. Om studier visar på att läkemedelsrester har en mycket negativ påverkan på människor eller naturens hälsa kan strängare krav eventuellt komma att ställas i framtiden. Kraven kommer troligtvis fortsätta ställas på de större reningsverken då dessa har ett större flöde av avloppsvatten och är därmed en större källa till mikroföroreningarna än de små reningsverken (SvensktVatten, 2020). Gränsvärdena för vad som anses uppfylla god status i recipienten kan dock komma att skärpas.

Förutom läkemedel finns även många andra typer av mikroföroreningar som till exempel PFAS. Även om avloppsreningsverk anses vara en av de mindre källorna till PFAS i ytvatten kan höga halter PFAS förekomma i recipienter på grund av till exempel verksamheter uppströms reningsverket (Baresel et al., 2022). Även om låga halter av PFAS förekommer i det utgående vattnet från reningsverket kan bakgrundhalterna i recipient vara så pass höga att gränsvärden överskrids i och med reningsverkets bidrag. Ett reningsverks påverkan på sin recipient med hänsyn till PFAS beror även på utspädning i recipienten (Baresel et al., 2022). Om utspädningen anses låg kan en kartläggning av PFAS i recipienten vara rekommenderad att genomföras. Enligt modellen var det endast ett av reningsverken som ansågs ha låg utspädning (där det renade avloppsvattnet utgjorde mer än 10% av recipientens totala flöde). Som beskrivet ovan är denna beräkning missvisande och utspädningen är troligen betydligt bättre än modellen visar. Detta gör sannolikheten anses låg att något av de aktuella reningsverken har stor negativ påverkan på sin recipient med hänsyn till PFAS. För att säkerhetsställa hur det faktiska läget är i recipienterna krävs dock provtagning som både fastställer bakgrundhalter i recipienten samt reningsverkets bidrag (Baresel et al., 2022).

5.5 Riskklassning utifrån den framtagna modellen

De fyra reningsverk som hade högst riskklass, enligt riskanalysen (tabell 16) var Svappavaara (33 poäng), Lainio (32 poäng), Abisko (30 poäng) och Övre Soppero (30 poäng).

Dessa reningsverk har relativt höga riskpoäng för majoriteten av riskerna. Svappavaara är ett av de större reningsverken som ingått i studien vilket har gett ett högt poäng för dimensionering. De andra tre reningsverken är dimensionerande för mellan 150 och 400 pe vilket ger en lägre riskpoäng för dimensionering. Däremot får dessa mindre reningsverk högre riskpoäng för risken brist på fällningskemikalier då dessa anläggningar antas bortprioriteras i första hand om en brist uppstår.

Det har även förekommit bräddningar från Svappavaara under 2023 vilket bidrar till en hög riskpoäng. För Lainio och Övre Soppero finns ingen information om bräddningar vilket ger samma riskpoäng som för Svappavaara. För denna risk skiljer sig Abisko från de andra anläggningarna då ingen bräddning har förekommit. Samtliga fyra reningsverk har bräddpunkter vilket ger riskpoäng för både bräddning från ledningsnät samt klimatförändringar.

För riskkategorin *Utsläppsvillkor* har de fyra reningsverken fått fyra poäng för BOD. För Abisko beror detta på att riktvärdet överskridits under 2023. För de andra tre verken saknas gräns- och riktvärde för BOD. Lainio saknar även rikt- och gränsvärde för fosfor till skillnad från de andra verken. Både Övre Soppero och Svappavaara har hållit sig under de rikt/gränsvärden som gäller för fosfor. Abisko får däremot den högsta möjliga riskpoängen då gränsvärdet för fosfor överskridits.

Samtliga av de fyra verken är statusklassade för näringsämnen där både Abisko och Svappavaara har hög status. BOD är antingen inte klassat eller anses inte ha någon risk för något av reningsverken som ingår i studien. De låga poängen för båda dessa risker tyder på att inget av avloppsreningsverken kan anses ha betydande påverkan på sin recipient med hänsyn till BOD, fosfor eller kväve. För ekologisk status har Svappavaara, Lainio och Övre Soppero en betydligt högre riskpoäng då dessa har måttlig status tillskillnad från Abisko som har hög ekologisk status. Svappavaara får även hög riskpoäng för risken utspädning jämfört med de övriga reningsverken.

Både Lainio och Övre Soppero anses ha liten risk att påverka badplatser vilket ger dem högre riskpoäng jämfört med Abisko och Svappavaara där ingen risk anses finnas. Av de fyra reningsverken med högst riskpoäng är det endast Abisko som får riskpoäng för friluftsliv och känsliga arter då de tre övriga reningsverken inte ligger i eller nära naturreservat eller nationalpark.

En av riskerna som bidrar till att Svappavaara är det reningsverk med högst riskpoäng är utspädning. Detta är dock missvisande. Modellen antar att det renade avloppsvattnet går direkt till recipienten. Utspädningen är därför beräknad med hänsyn till att allt utgående vatten från reningsverket når recipienten direkt. Detta är dock inte fallet i Svappavaara då det utgående flödet går genom ett flertal mindre sjöar innan det når den faktiska recipienten, vilket förklarats av M. Lundin (personlig kommunikation, 30 september 2024). Detta gör att den faktiska belastningen av avloppsvatten i recipienten är mindre än modellen tar hänsyn till. Detta bidrar till att reningsverket har mycket låg sannolikhet att ha en betydande negativ påverkan på sin recipient. Trots den höga riskpoängen för Svappavaara i modellen anses de andra tre reningsverken med höga riskpoäng lämpligare att prioritera vid den framtida recipientkontrollen.

Lainio får bland annat sina riskpoäng då utsläppsvillkor saknas för både BOD och fosfor. Det finns även flera bräddpunkter på ledningsnätet vilket ger riskpoäng för bräddning och klimatförändringar. Den ekologiska statusen i recipienten bedöms även till måttlig och statusen för näringsämnen till god. För att säkerställa att reningsverket inte orsakar en försämring av vattenstatusen anses reningsverket lämpligt att inkludera i provtagningsplanen. Det kan även bidra till en bedömningsgrund för om villkorsgränser bör införas eller om de fortsatt inte anses nödvändigt för reningsverket.

Övre Soppero har liknade poängfördelning som Lainio. Vattenstatusen bedöms som måttlig respektive god för ekologisk status samt näringsämnen. Även i detta fall kan provtagningen användas för att kontrollera att vattenstatusen inte försämras. Övre Soppero är ett av reningsverken som endast har villkorsgräns för fosfor vilket gör att provtagning kan visa på om villkor för BOD kan vara relevant eller inte för framtiden.

Reningsverket i Abisko har bland annat fått höga riskpoäng på grund av placering inom naturreservat vilket även ger poäng för skyddad natur och friluftsliv. Reningsverket har även överskridit villkorsgränser för både BOD och fosfor. Reningsverket i Abisko påverkas av säsongsvariationer vilket gör att riskerna troligtvis inte är stora året om men recipienten anses ändå lämplig att inkludera i ett framtida provtagningsprogram för recipientkontroll. Då gränsvärdet överskridits en gång under 2023 skulle det även vara möjligt att använda provtagningen för att visa på om reningsverket har påverkan på recipienten eller om villkoret kan redigeras.

Det är dock viktigt att komma ihåg att riskbedömningen i rapporten är en förenklad modell som inte tar hänsyn till alla faktorer som kan påverka recipientstatus. Det är också viktigt att komma ihåg att en hög riskklassificering inte nödvändigtvis betyder att ett reningsverk har en direkt negativ påverkan på sin recipient. Riskanalysen ger snarare en indikation på den potentiella risken för negativ påverkan och bör

användas som underlag för att prioritera åtgärder för att skydda recipienten. Resultatet ger alltså ett förslag på var provtagning kan prioriteras i första hand för att kravet om egenkontroll ska uppfyllas.

5.6 Framtida kontrollprogram

Det föreslagna analyspaketet för recipientkontrollen bedöms innefatta de viktigaste parametrarna för att avgöra om recipienten påverkas av reningsverket. Då reningsverken bidrar till en antropogen kvävebelastning bedöms vattenstatus för näringsämnen baserat på vilket av ämnena, kväve eller fosfor som anses sämst (HVMFS, 2019:25). Det är därför viktigt att både fosfor och kväve ingår i provtagningen. Den lämpliga provtagningsfrekvensen för näringsämnen är minst fyra prover per år för att ett årsmedelvärde ska kunna tas fram (HVMFS, 2019:25). Provtagningsfrekvensen kan ändras där fler provtagningar genomförs om det anses nödvändigt.

För att avgöra reningsverkets påverkan på recipienten bör provtagning ske uppströms samt nedströms utsläppspunkten för det renade vattnet. Provtagningsplatserna kan i första hand väljas utifrån kartstudier men, för att vara säker på att platserna är möjliga att ta sig till och att de lämpar sig för provtagning bör platsbesök genomföras. Då samma plats ska användas för samtliga provtagningar måste platsen vara möjlig att ta sig till vid under samtliga årstider.

Utifrån ett kontrollprogram för två recipienter i Kalix kommun anses även metaller vara lämpliga att ha med i recipientkontrollen (Kalix kommun, 2012). De två recipienterna var dock i anslutning till en småbåtshamn respektive en större bilväg vilket medför att metaller kan förekomma i större utsträckning. Metaller ingår även i den samordnade recipientkontrollen för Torne- och Kalix älvars vattenvårdsförbund (Tyréns, 2024). För reningsverken i Abisko, Lainio och Övre Soppero antas låga massflöden av metaller förekomma i och med att reningsverken klassas som små och inga kända industrianslutningar förekommer. Enligt informationen på VISS bedömdes även den kemiska statusen till god vilket indikerar låga koncentrationer av metaller. I VISS var det dock endast bromerade difenyleter och kvicksilvreföreningar som var bedömda. Dessa två parametrar bortses från, i och med de mindre stränga kraven för kemisk vattenstatus. Detta gör att analyser för metaller kan vara intressant att inkludera i provtagningsplanen. För att minska kostnaderna för provtagningen hade frekvensen för metallanalyserna kunnat minskas. Om endast en provtagning genomförs per år krävs dock en längre tidsperiod för att få en representativ bild över metallkoncentrationerna i recipienten.

Även om olika mikroföroreningar förekommer i recipienterna anses det inte nödvändigt att inkludera analyser för dessa i det framtida kontrollprogrammet. Provtagningen som genomfördes i Vittangi visade att koncentrationerna för diklofenak och ciprofloxacin var under rapporteringsgränsen både uppströms och nedströms utsläppspunkten av avloppsvattnet. Alla tre reningsverk som valts ut för recipientkontroll anses små, där det största är Abisko som är dimensionerat för 400 pe jämfört med Vittangi som är dimensionerat för 1800 pe. Storleken på reningsverken bidrar även till bedömningen att massflödena av läkemedel och hormon antas vara låga vid de tre reningsverken. Om en tydlig påverkan på recipienterna konstateras utifrån recipientkontrollen kan ytterligare analyser vara lämpliga att inkludera i framtiden, där mikroföroreningar kan ingå för att få en bättre bild över bland annat läkemedelkoncentrationer i recipienterna.

6 SLUTSATSER

Avloppsreningsverk bedöms medföra ett flertal olika risker för sin recipient. Riskerna sammanfattades i en riksinventering som därefter utgjorde grunden till den framtagna modellen för riskklassningen. De identifierade riskkategorierna inkluderar bland annat dimensionering av reningsverket, bräddningar, klimatförändringar, utsläppsvillkor, reningsprocesser samt utspädning, vattenstatus och känslighet hos recipienten.

Storlek på reningsverket ansågs ha påverkan då större reningsverk antas bidra till större massflöden av de olika föroreningar som förekommer i avloppsvatten. Reningsverk med sämre reningsgrad anses utgöra en större risk för sin recipient vilket bedöms utifrån hur väl anläggningen villkor efterföljs. Även recipientens närhet till känsliga områden som till exempel badplatser eller naturreservat med känsliga arter anses viktiga för prioriteringen av reningsverken. Dessutom bedömdes information om vattenstatus och utspädning i recipienten ha betydelse för att avgöra riskerna för recipienten, bland annat med hänsyn till halter av metaller och näringsämnen.

Förekomsten av läkemedelsrester i avloppsvatten samt i recipienten genomfördes genom provtagning vid Vittangi reningsverk. Provtagningen visade på koncentrationer under rapporteringsgränsen för de provtagna läkemedlen och hormonerna. Endast ciprofloxacin anses dock uppnå god status då övriga rapporteringsgränser är för nära gränsvärdet för god status för att avgöra om koncentrationerna överskrids eller ej. Inga koncentrationer kunde dock bekräftas överskrida gränsen för god status och vare sig ciprofloxacin eller diklofenak överskred värden för lägsta effektnivå (LOEC). I och med detta anses de små reningsverken i Kiruna kommun inte ha någon betydande påverkan på dess recipienter när det kommer till utsläpp av läkemedelsrester. För att säkerställa detta antagande krävs dock ytterligare provtagningar med lägre rapporteringsgränser. För de provtagna hormonerna krävs känsligare analys av proven för att säkerställa att halterna är under aktuella gränsvärden samt LOEC-värden.

Samtliga recipienter har hög kemisk status där reningsverken ej bedöms ha betydande påverkan på sin recipient, med hänsyn till bland annat metallkoncentrationer. Majoriteten av recipienterna har även hög eller god ekologisk status. I de fall måttlig ekologisk status konstaterats, beror det på hydromorfologiska parametrar och status för näringsämnen bedöms vara hög eller god för samtliga recipienter som klassats. I och med detta bedöms samtliga avloppsreningsverk ej ha en betydande negativ påverkan på sin recipient med hänsyn till vattenstatus.

Utifrån den framtagna modellen bedöms fyra av reningsverken ha en högre riskklass än de övriga då de fått de högsta totala riskpoängen utifrån modellen. De reningsverken med högst riskpoäng är Svappavaara, Lainio, Abisko och Övre Soppero. Utifrån modellen bör dessa reningsverk ha något större risker/ osäkerheter då det har högst antal riskpoäng. Utifrån förutsättningar på de fyra platserna bedöms den faktiska risken vid Svappavaara vara låg då det renade avloppsvattnet inte släpps ut direkt till dess recipient. I och med detta anses reningsverken i Abisko, Lainio samt Övre Soppero vara de reningsverk som bör prioriteras för recipientkontroll. Modellen har dock viss osäkerhet och resultaten anger inte faktiska risker utan ger endast indikationer på var störst risker och osäkerheter kan förekomma.

Resultaten visar att recipientkontroll bör prioriteras vid de reningsverk med högst riskpoäng, med undantag för Svappavaara. Utifrån provtagningen i Vittangi anses inte mikroföroreningar nödvändiga att inkludera utan provtagning bör i första hand genomföras med analyser av kväve och fosfor. Övriga parametrar som bör ingå är konduktivitet, pH, alkalinitet och totalt organiskt kol (TOC). Även metaller bör ingå men i och med att halterna antas låga kan provtagningsfrekvens minskas. Provtagningen bör ske vid minst fyra tillfällen per år för att ett representativt medelvärde ska kunna tas fram. Exakta provtagningsplatser bör bestämmas utifrån platsbesök för att säkerställa enkel och säker provtagning. Varje recipient bör dock ha en punkt uppströms respektive nedströms reningsverkets utsläppspunkt för

det renade avloppsvattnet. Recipientkontrollen kan utvecklas i framtiden där ytterligare parametrar inkluderas om en påverkan på recipienten identifierats samt om striktare restriktioner bestäms, till exempel för kväve eller mikroföroreningar.

7 FRAMTIDA STUDIER

Viss information saknas för de olika parametrarna i modellen vilket bidrar till osäkrare bedömningar. Om ytterligare information inkluderas kan modellen förbättras vilket bidrar till en säkrare riskbedömning och riskklassning. Det hade i sin tur bidragit till en mer rättvis bild över hur stor påverkan de olika reningsverken har på sin recipient. Under arbetet identifierades även fler risker än vad som ingick i modellen. Detta berodde på att informationen för att genomföra en rimlig bedömning för riskerna ansågs bristfällig. Om information för bedömning tas fram bidrar även det till en säkrare riskbedömning. Ett sätt att verifiera modellens säkerhet var att genomföra en känslighetsanalys för tre utvalda risker. För att säkerställa att modellen ger rättvisa bedömningar hade ytterligare risker kunnat utvärderas.

Den framtagna modellen är till viss del baserad på HaV-modellen som är framtagen för riskbedömning av enskilda anläggningar. Därefter har modellen med poängsättningen anpassats efter de små verken. Om ytterligare reningsverk ska ingå i en bedömning måste anpassningar göras, till exempel om större reningsverk ska ingå. Om ytterligare risker inkluderas samt att förutsättningar för de olika riskerna utvecklas hade modellen fått potential att fungera för andra geografiska områden samt för en större variation av reningsverk.

8 REFERENSER

- Avloppsguiden (u.å). *Anläggningar*. Hämtad 2024-10-10 från <https://avloppsguiden.se/informationssidor/anlaggningar/#info-minireningsverk-och-kompakta-losningar>
- Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A. S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. (2015). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options* (B 2226). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L. Winkens Pütz, K. (4 november 2022). *PFAS – Hur kan svenska avloppsreningsverk möta denna utmaning?: Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS* (2022-7). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Berglöv, G., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H., Sjökvist, E. (2015). *Framtidsklimat i Norrbottens län – enligt RCP-scenarier* (32). SMHI, Klimatologi.
- Davidsson, G. & Göransson, A.L. (Red.). (2003). *Handbok för riskanalys*. Räddningsverket. <https://www.msb.se/contentassets/43f02114c99746a3bb5af9654dbf52ee/10.1-handbok-for-riskanalys.pdf>
- Ekelund, N. (2012). *Hur påverkar klimatförändringar sjöar och hav? The potential effects of global climate change on oceans and lakes* (68:155-160). VATTEN – Journal of Water Management and Research.
- Environment Protection Act Victoria [EPA]. (16 maj 2023). *Guidelines for risk assessment of wastewater discharge to waterways* (1287). <https://www.epa.vic.gov.au/about-epa/publications/1287-guidance-for-risk-assessment-of-wastewater-discharges-to-surface-waters>
- Europeiska kommissionen (11 december 2019). *Meddelande från kommissionen – Den europeiska gröna given*. Hämtad 2024-10-10 från <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>
- Fölster, J. & Nygren, I. (2014). *Sjöar och vattendrag i Norrbotten. Utvärdering av vattenkemidata från miljöövervakningen 1984-2012* (5/2014). Länsstyrelsen Norrbotten.
- Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd* (FMH 1998:899). Sveriges riksdag. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998899-om-miljofarlig-verksamhet_sfs-1998-899/
- Globala målen. (18 oktober 2022). *Mål 6: Rent vatten och sanitet för alla*. Hämtad 2024-09-09 från <https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-6-rent-vatten-och-sanitet/>
- Goodpoint (24 november 2016). *Prioritering av läkemedel med miljörisk inom SLL 2016*. https://janusinfo.se/download/18.7780a96c175025c97db7c45f1602505048235/Rapport%20prioritering%20av%20l%C3%A4kemedel%20med%20milj%C3%B6risk%20inom%20SLL%202016-11-24_final_med%20f%C3%B6rsta%20sida.pdf
- Havs- och vattenmyndigheten (2 december 2016). *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19* (2016:26). <https://www.havochvatten.se/download/18.6d9c45e9158fa37fe9f57c25/1708800059479/vagledn-miljogiftsklassning-hvmfs201319.pdf>
- Havs- och Vattenmyndigheten. (30 september 2022a). *Ingen övergödning Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2023* (2022:16). <https://havochvatten.diva-portal.org/smash/get/diva2:1701163/FULLTEXT01.pdf>

- Havs- och Vattenmyndigheten. (19 oktober 2022b). *Modell för automatiserad riskklassning och lokal justering av riskklassningen*. Hämtad 2024-11-26 från <https://www.havochvatten.se/avlopp-och-dricksvatten/sma-avloppsanlaggningar/vagledningar-for-provning-och-tillsyn-av-sma-avlopp/vagledning-for-tillsyn-av-sma-avlopp/processen-for-tillsyn/forberedelser-och-inspektion/forberedelser-infor-tillsyn/tillsynsprioritering/modell-for-automatiserad-riskklassning-och-lokal-justering-av-riskklassningen.html>
- Havs- och Vattenmyndigheten. (4 juli 2023). *Algblomning*. Hämtad 2024-10-10 från <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning-och-algblomning/algblomning.html>
- Havs- och Vattenmyndigheten. (10 april 2024). *Avloppsjuridik i översikt*. Hämtad 2025-01-15 från <https://www.havochvatten.se/avlopp-och-dricksvatten/sma-avloppsanlaggningar/vagledningar-for-provning-och-tillsyn-av-sma-avlopp/introduktion-till-vagledning-for-provning-och-tillsyn/avloppsjuridik-i-oversikt.html>
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Havs och Vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>
- Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten (HVMFS 2016:17). Havs- och Vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/download/18.1d58828a15f50337fd4466c4/1708779092283/HVMFS-2016-17-ev.pdf>
- Hjelmqvist, J., Sjögren, E., Lundberg, C. (19 mars 2018). *GIS-STÖD FÖR SMÅ AVLOPP – slutrapport beskrivning*. WSP. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.98e386016343936f5430c2/1526068668213/GIS-st%C3%B6d%20sm%C3%A5%20avlopp-slutrapport-beskrivning.pdf>
- Kalix kommun. (17 april 2012). *Recipientkontroll för Sangis och Töre älvar*. <https://www.kalix.se/contentassets/d32980c81394498ebae038ad20023b74/recipientkontroll-for-sangis-och-tore-alvar.pdf>
- Klimatanpassning.se. (27 oktober 2023). *Dagvatten och spillvatten*. Hämtad 2024-10-10 från <https://www.klimatanpassning.se/hur-samhallet-paverkas/vatten-och-avlopp/dagvatten-och-spillvatten-1.107468>
- Kurrer, C., Petit, A. (2024). *Skydd och förvaltning av vattenresurser*. Faktablad om Europeiska unionen. Hämtad 2024-10-10 från <https://www.europarl.europa.eu/factsheets/sv/sheet/74/skydd-och-forvaltning-av-vattenresurser>
- Lantmäteriet. (u.å.). *Min karta* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från <https://minkarta.lantmateriet.se/>
- Lidström, V. (2020). *Vårt Vatten* (2a utgåvan). SvensktVatten AB. ISSN nr 1654-5117
- Lundgren, M. (2016). *Samband mellan näringsämnen och växtplankton i näringsfattiga kväve- och fosforbegränsade sjöar*. https://stud.epsilon.slu.se/9218/7/lundgren_m_160706.pdf
- Länsstyrelserna. (23 maj 2024). *GIS-stöd för planering och tillsyn av små avlopp* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från <https://extgeoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=920b023b74d84b3eac70d847ea9b2c42>
- Miljödepartementet. (29 november 2022). *Ett reviderat avloppsdirektiv*. Regeringskansliet, Faktapromemoria 2022/23:FPM21. Hämtad 2024-10-10 från <https://data.riksdagen.se/fil/F52E3161-E509-43B7-A2BC-BAAD73561BFD>
- Miljösamverkan Sverige. (u.å.). *I recipient eller vattenförekomst*. Hämtad 2024-10-10 från <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/egenkontroll/i-recipient/>

- Naturvårdsverket. (u.å.a). *Avlopp*. Hämtad 2024-09-04 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/>
- Naturvårdsverket (u.å.b). *Miljöövervakning genom recipientkontroll*. Hämtad 2024-09-04 från <https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/miljoovervakning/miljoovervakningsdata-genom-andra-verksamheter/recipientkontroll/>
- Naturvårdsverket. (u.å.c). *Riskbedömning av förorenade områden*. Hämtad 2024-09-04 från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/forenade-omraden/riskbedomning-av-forenade-omraden/#E169462298>
- Naturvårdsverket. (u.å.d). *Skyddad natur* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>
- Naturvårdsverket. (2007). *Fajtablad om avloppsreningsverk 200- 2 000 pe* (8286).
- Naturvårdsverket. (23 april 2013). *Formulering av villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk – vägledning*. Svenskt Vatten. <https://www.naturvardsverket.se/4ac3f6/globalassets/vagledning/avlopp/villkor-och-krav-for-utslapp-fran-avloppsreningsverk-2013-04-23.pdf>
- Naturvårdsverket. (2022). *Avloppsvatten - Rening av avloppsvatten i Sverige 2020*. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1706672/FULLTEXT01.pdf>
- Naturvårdsverket. (11 april 2023a). *Miljöbedömningar enligt kapitel 6 miljöbalken*. Hämtad 2024-10-09 från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljobalken/miljobedomningar/specifik-miljobedomning/kumulativa-effekter/>
- Naturvårdsverket. (22 juni 2023b). *Vägledning om Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse NFS 2016:6*. <https://www.naturvardsverket.se/4ac3b6/globalassets/vagledning/avlopp/vagledning-nfs2016-6-avloppsvatten-tatbebyggelse.pdf>
- Naturvårdsverket. (27 mars 2024). *EU:s förslag till reviderat avloppsdirektiv diskuteras i ministerrådet*. Hämtad 2024-10-10 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/aktuellt/eus-forslag-till-reviderat-avloppsdirektiv-diskuteras-i-ministerradet/>
- Nilsson, M. (2024). *Uppdrag om kemikalier för vattenrening* (2024:6). Länsstyrelserna. [https://www.lansstyrelsen.se/download/18.74c322ef18f9ee08a291de86/1716876970022/Redo visning_Uppdrag%20om%20kemikalier%20f%C3%B6r%20vattenrening.pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.74c322ef18f9ee08a291de86/1716876970022/Redo+visning_Uppdrag%20om%20kemikalier%20f%C3%B6r%20vattenrening.pdf)
- Närhi, K., Westling, K., Andersson, S., Baresel, C., Wahlberg, C. (2021). *Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membranteknik* (2021-2). Svensk Vatten. <https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/wp-content/uploads/2021/06/svu-rapport-2021-02.pdf>
- OECD (2019), *Pharmaceutical Residues in Freshwater: Hazards and Policy Responses*, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/c936f42d-en>.
- Olofsson, P. (u.å.) *Flodpärlmusslan I Norrbottens län 2005 – En sammanställning av inventeringen år 2005 samt från tidigare inventeringar*. Länsstyrelsen i Norrbottens län. https://catalog.lansstyrelsen.se/store/31/resource/2005__4
- Pirzadeh, P., Svahn, O., Milenkovski, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipienter. Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten* (2021:13). Länsstyrelsen Skåne.
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S., Donges, J.F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, N. ... Rockström, J. (13 september

- 2023). *Earth beyond six of nine planetary boundaries*. Science advances (9).
https://www.science.org/doi/pdf/10.1126/sciadv.adh2458?trk=public_post_comment-text
- SGS. (2024). *SGS ANALYSKATALOG Miljö och livsmedel 2024*.
https://order.sgsanalytics.se/sites/default/files/Alcontrol/Documents/PDF/SE/SGS_Analyskata_log_SE_2023.pdf
- SMHI (u.å.) *Hydrologiskt nuläge* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från
<https://vattenwebb.smhi.se/hydronu/>
- Stensdotter Blomberg, U., Fölster, J. (1 november 2016). *Vattenkemi i vattendrag* (1:4). HaV.
https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b44f27d/1708693501753/vattenkemi_vattendrag.pdf
- SvensktVatten. (u.å.). *EU-direktiv påverkar VA-branschen*. Hämtad 2024-10-10 från
<https://www.svensktvatten.se/om-oss/verksamhet-och-strategi/internationellt-arbete/>
- SvensktVatten. (2020). *ReningsVÅRK – Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö* (M149).
https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2020/12/SvensktVatten_M149_Reningsvark.pdf
- Svensson, J., Mikusiński, G., Esselin, A., Adler, S., Blicharska, M., Hedblom, M., Hedenås, H., Sandström, P., Sandström, S., Wardle, D. (2017). *Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog* (6754). Naturvårdsverket.
- Tyréns. (28 mars 2024). *Årsrapport 2023* (slutrapport). <https://www.kalix.se/globalassets/filer/bygga-bo-och-miljo/vatten-och-avlopp/vattenskydd/miljoovervakning/arsrapport-2023-tkvvf-2024-03-28.pdf>
- VattenInformationssystem Sverige [VISS]. (11 juli 2024). *Vad är VISS?*. Hämtad 2024-10-10 från
<https://viss.lansstyrelsen.se/About.aspx>
- VattenInformationssystem Sverige [VISS]. (u.å.a). *Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer, 2015-2021*. Hämtad 2024-12-08 från <https://visshjalp.lansstyrelsen.se/bedomning-av-ekologisk-status-eller-potential/hydromorfologiska-kvalitetsfaktorer-cykel-tre-2015-2021/>
- VattenInformationssystem Sverige [VISS]. (u.å.b). *Riskbedömning ytvatten* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från
<https://extgeoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ddbc6ad100f24acf92e74b4ec604750b>
- VattenInformationssystem Sverige [VISS]. (u.å.c). *Vattenkartan* [Karta]. Hämtad 2024-12-03 från
<https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>
- Vattenmyndigheterna. (u.å.a). *EU:s vattendirektiv*. Hämtad 2024-10-10 från
<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/eus-vattendirektiv.html>
- Vattenmyndigheterna. (u.å.b). *Tillståndet i vatten*. Hämtad 2024-10-02 från
<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/tillstandet-i-vattnet.html>
- Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt. (2022). *Förvaltningsplan för vatten 2022–2027, Bottenvikens vattendistrikt* (Diarienummer 9337-2022).
<https://www.vattenmyndigheterna.se/download/18.47dc7e74182e92fe269b7ff/1688110893915/F%C3%B6rvaltningsplan%20f%C3%B6r%20vatten%202022-2027%20Bottenvikens%20vattendistrikt.pdf>
- WSP Environmental Sverige. (2021). *Övergripande riskanalys av Mälaren som råvattentäkt och ekosystem* (2021:5). Mälarens vattenvårdsförbund.
- Ziegler, M., Knoll, S., Köhler, H. R., Tisler, S., Huhn, C., Zwiener, C., Triebkorn, R. (12 mars 2020). *Impact of the antidepressant citalopram on the behaviour of two different life stages of brown trout*. PeerJ. DOI 10.7717/peerj.8765

BILAGA A. Information om reningsverk och ledningsnät

Tabell A.1. Lista över de aktuella reningsverken, typ av behandling och behandlingsenheter samt enkel beskrivning av kopplat ledningsnät.

	Typ av behandling	Behandlingsenheter	Ledningsnät/pumpstationer
Abisko Östra Reningsverk	Mekanisk Biologisk Kemisk	Trumsil – aktivslambassäng – sedimentering – tillsats av fällningskemikalie – slamavskiljning – infiltration i grusbädd – infiltration i impedimentområde – utlopp	Två pumpstationer försedda med elektronisk övervakning och larmbeslut
Björklidens avloppsreningsverk	Mekanisk Biologisk Kemisk	Rensgaller- sandfång- luftningsbassänger med bärramaterial- flockningsbassäng - sedimentationsbassäng - utlopp	Pumpstationer saknas. Bräddning till brunn utanför reningsverket
Idivuoma avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Trekammarbrunn-pumpbrunn-inloppslåda – flocknings-/sedimentationsbassäng med tillsats av fällningskemikalie och mekanisk omröring-sedimentation – utlopp	Tre pumpstationer, försedda med brädd- och nödavlopp med utsläpp till recipient
Jukkasjärvi Reningsverk	Mekanisk Kemisk	Inloppsbrunn – rensgaller – försedimentering – flockningssteg, tillsats av fällningskemikalie – slamavskiljning, slutsedimentering – utlopp	Två pumpstationer med driftövervakning. Bräddningsregister enligt uppskattning utifrån frekvens och varaktighet
Katterjokks avloppsreningsverk	Mekanisk Biologisk Kemisk	Rensgaller med rensvätt - Försedimentering - Biorotor - Kemisk fällning - Flockning - Slutsedimentering - Sandfilter	En pumpstation med brädd- och nödavlopp samt elektronisk övervakning och larmsystem. Bräddning vid pumpstationen samt vid inkommande pumpar i reningsverket (låg risk för bräddning)
Kuttainen avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Rensgaller- fördelningsbrunn-pumpstation-inloppslåda med tillsats av fällningskemikalie- luftning-två sedimentationsbrunnar – utlopp Slamavskiljning – pumpbrunn-tillsats av fällningskemikalie – fällningsdamm med slamavskiljning- fällningsdamm – provtagningsbrunn – utlopp	Två pumpstationer. Ena med brädd- och nödavlopp till recipient
Lainio avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Slamavskiljningsbrunn – pumpstation i verket – inloppslåda med tillsats av fällningskemikalie – luftning – två sedimentationsbrunnar (slammet förs tillbaka till slamavskiljningsbrunnen) – utlopp	Tre pumpstationer. Två med brädd- och nödavlopp till recipient
Masugnsbyns avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Slamavskiljningsbrunn – pumpstation i verket – inloppslåda med tillsats av fällningskemikalie – luftning – två sedimentationsbrunnar (slammet förs tillbaka till slamavskiljningsbrunnen) – utlopp	Inga pumpstationer
Nedre Soppero avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Intagsbrunn – försedimenteringsbrunn – luftning – flockningspumpbrunn – slutsedimenteringsbrunn – utlopp	Inga pumpstationer
Övre Soppero avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Trekammarbrunn-pumpbrunn-inloppslåda med tillsats av fällningskemikalie-luftning-sedimentationsbassäng – utlopp	En pumpstation och en kempumstation. Båda med brädd- och nödavlopp till recipient
Parakka markbädd	Mekanisk	Slamavskiljare – pumpstation – fördelningsbrunn – markbädd – provtagningsbrunn – utlopp	
Rensjön pumpstation	Mekanisk	Trekammarbrunn – pumpbrunn - markbädd – provtagningsbrunn – utlopp	
Saivomuotka markbädd	Mekanisk	Pumpstation – slamavskiljare – fördelningsbrunn – markbädd – provtagningsbrunn – utlopp	
Svappavaara avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Pumpstation – rensgaller, tillsats av fällningskemikalie – Flockningsbassäng – sedimenteringsbassäng – slamavskiljning– utlopp	En pumpstation. Saknar brädd- och nödavlopp
Vassijaure Avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Trumsil – inloppslåda - försedimentering – tillsats av fällningskemikalie – luftning – sandfilter – sedimenteringsbassäng – utlopp	Två pumpstation med elektronisk övervakning och larmsystem
Vittangi avloppsreningsverk	Mekanisk Kemisk	Pumpstation – stepscreen med tillsats av fällningskemikalie – Flockningsbassäng – sedimenteringsbassäng – slamavskiljning – polerdamm – utloppsbrunn – utlopp	Fyra pumpstationer, saknar brädd- och nödavlopp. Industrianslutning:* Tankstation med tillhörande biltvätt, mekanisk verkstad

BILAGA B. Analysresultat från provtagning vid Vittangi reningsverk

Tabell B.1. Fullständiga resultat från provtagning vid Vittangi reningsverk.

Analys	Uppströms			Nedströms			Utgående		
	Resultat	Enhet	Mätosäkerhet	Resultat	Enhet	Mätosäkerhet	Resultat	Enhet	Mätosäkerhet
Ciprofloxacin	<0,01	µg/l		<100	ng/l		<0,01	µg/l	
Diklofenak	<0,01	µg/l	± 0.007	<100	ng/l	± 30	<0,5	µg/l	± 0,2
17-alfa-etinylöstradio	<0,02	µg/l	± 0.005	<0,02	µg/l	± 0.005	<0,02	µg/l	± 0.005
17-beta-östradio	<0,02	µg/l	± 0.005	<0,02	µg/l	± 0.005	<0,02	µg/l	± 0.005
Temperatur, pH-mätning	20,8	°C		20,7	°C		20,8	°C	
pH	6,8			7			6,9		
Konduktivitet 25°C	3,2	mS/m	± 0.32	4,3	mS/m	± 0.43	31	mS/m	± 3,1
Alkalinitet, HCO ₃	12	mg/l	± 1.2	16	mg/l	± 1.6	84	mg/l	± 8,4
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	0,003	mg/l	± 0.0018	<1,0	mg/l	± 0.4	6,8	mg/l	± 1,0
NO ₃ -N+NO ₂ -N	0,006	mg/l	± 0.0020	0,013	mg/l	± 0.0020	0,77	mg/l	± 0,12
Totalt organiskt kol, TOC	8	mg/l	± 0.80	4,8	mg/l	± 0.48	6,9	mg/l	± 0,69
Kväve tot, N	0,25	mg/l	± 0.038	0,2	mg/l	± 0.030	8,7	mg/l	± 1,3
Fosfor tot, P	0,007	mg/l	± 0.0020	<0,050	mg/l	± 0.020	0,077	mg/l	± 0,015
Absorbans vid 420 nm, filt	0,134	Abs/5 cm	± 0.013				0,015	Abs/5 cm	± 0,0020

BILAGA C. Gränsvärden för särskilda förorenande ämnen enligt HVMFS (2019:25)

Tabell C.1. Tabell över gränsvärden i µg/l för särskilda förorenande ämne i inlandsvatten från HVMFS (2019:25).

Ämne	CAS ⁽¹⁾	God status			
		Års-medel-värde ⁽²⁾	Maximal tillåten koncentration ⁽³⁾	Sedi-ment	Biota
Ammoniak (NH ₃ -N) ⁽⁴⁾	7664-41-7	1,0	6,8		
Arsenik och arsenikföreningar ⁽⁵⁾	7440-38-2	0,50	7,9		
Bentazon	25057-89-0	27	4 700		
Bisfenol A	80-05-7	1,6	2,7		
Bronopol	52-51-7	0,7			
C14-17 kloralkaner, MCCP	85535-85-9	1			
Ciprofloxacin	85721-33-1		0,1		
Dekametylcyklopentasiloxan, D5	541-02-6			11 000	830
Diflufenikan	83164-33-4	0,01			
Diklofenak	15307-86-5	0,1			
Diklorprop-P	15165-67-0	10			
17-alfa-etinylöstradiol	57-63-6	0,000035			
Glyfosat	1071-83-6	100			
Imidaklopid	138261-41-3	0,005			
Kloridazon	1698-60-8	10			
Koppar och kopparföreningar	7440-50-8	0,5 bio-tillgängligt		36 000 ⁽³⁾	
Krom och kromföreningar	1333-82-0; 7775-11-3; 10588-01-9; 7789-09-5; 7778-50-9	3,4			
MCPA	94-74-6	1			
Mekoprop & Mekoprop-P	7085-19-0 & 16484-77-8	20			
Metribuzin	21087-64-9	0,08			
Metsulfuron-metyl	74223-64-6	0,02			
Nitrat (NO ₃ -N)	14797-55-8	2 200	11 000		
Nonylfenol-etoxilater ⁽⁶⁾		0,3 NP-TEQ			
Oktametylcyklotetrasiloxan, D4	556-67-2			15	830
Polyklorerade bifenyl, PCB, ej dioxinlika	⁽⁷⁾				125
Poly- och perfluorerade	⁽⁸⁾		0,09		

Ämne	CAS ⁽¹⁾	God status			
		Års-medel-värde ⁽²⁾	Maximal tillåten koncentration ⁽³⁾	Sedi-ment	Biota
alkylsubstanser, PFAS11 ⁽⁸⁾					
Pirimikarb	23103-98-2	0,09			
Sulfusulfuron	141776-32-1	0,05			
Triklosan	3380-34-5	0,1			
Uran ⁽⁵⁾	7440-61-1	0,17	8,6		
Zink ⁽⁶⁾	7440-66-6	5,5 bio-tillgängligt			
17-beta-östradiol	50-28-2	0,0004			

(1) CAS: Chemical Abstracts Service. Avser kemiskt identifieringsnummer.

(2) Denna parameter är ett värde uttryckt som ett medelvärde på årsnivå.

(3) Denna parameter är ett värde uttryckt som maximal tillåten koncentration, uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheterna får, i enlighet med förfarande uttryckt i bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden.

(4) Halt ammoniak, uttryckt som ammoniakkväve (NH₃-N), beräknas utifrån halt ammoniumkväve (NH₄-N), temperatur och pH:

- Halt NH₃-N = fraktion NH₃-N * halt NH₄-N
- Fraktion NH₃-N = 1/(10^{-(pKa-pH)}+1)
- pKa = 0,0901821 + 2729,92 / T (T = temperatur uttryckt i Kelvin).

(5) Vid tillämpning av värdet ska hänsyn tas till naturlig bakgrund. Naturlig bakgrundskoncentration subtraheras från uppmätt koncentration före jämförelsen mot värdet i tabellen.

(6) Total koncentration nonylfenol (NP) och NP-ekvivalenter beräknas enligt följande formel: Total koncentration = Σ(C_x * TEF). TEF-värden: NP = 1; NP1EO = 0,5; NP2EO = 0,5; NPnEO (3 ≤ n ≤ 8) = 0,5; NPnEO (n ≥ 9) = 0,005; NP1EC = 0,005; NP2EC = 0,005.

(7) Kongener CB 28, 52, 101, 138, 153 och 180. Värdet avser muskel av fisk. För diadroma fiskarter, d.v.s. fiskarter som vandrar mellan havs- och inlandsvatten under sin livscykel, används istället värdet som anges i tabell 1 i *bilaga 5*, avsnitt 4.2. För ål används istället värdet 300 µg/kg.

(8) Värdet för PFAS11 avser de dricksvattenförekomster som har identifierats i enlighet med 3 kap. 2 § vattenförvaltningsförordningen (2004:660). Värdet får inte överskridas i vattenförekomsten i den punkt som är representativ för råvattenintag.

(9) Summan av följande kongener: Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) 1763-23-1; Perfluorbutansulfonat (PFBS) 375-73-5; Perfluorhexansulfonat (PFHxS) 355-46-4; Fluortelomersulfonat (6:2 FTS) 27619-97-2; Perfluorbutanoat (PFBA) 375-22-4; Perfluorpentanoat (PFPeA) 2706-90-3; Perfluorhexanoat (PFHxA) 307-24-4; Perfluorheptanoat (PFHpA) 375-85-9; Perfluoroktanoat (PFOA) 335-67-1; Perfluoronanoat (PFNA) 375-95-1; Perfluordekanoat (PFDA) 335-76-2.

BILAGA D. Uppmätta koncentrationer samt LOEC och PNEC värden för olika läkemedel

Substans	Högsta koncentration i renat, svenskt avloppsvatten (ng/L) ¹	Lägst effektiva (ng/L) ²	Högsta uppmätta halt i svensk fisk (ng/g) ³	Terapeutisk blodplasma-nivå (C _{max}) i människa (ng/ml) ^{3,4}	Högsta uppmätta koncentration i renat, sv. avloppsvatten (antibiotika) (ng/L) ⁵	PNEC för antibiotikaresistens (ng/L) ⁶	Referenser effektnivåer ²
Amoxicillin	*	780					25 Andreozzi et al. 2004, Environ Sci Technol. 38: 6832-6838
Azitromycin	150 ^a	940			630 ^{a*}		250 FASS (Aztitromox) cyonobacteria EC50
Ciprofloxacin	240 ^b	5000			1900 ^a		64 Halling-Sorensen et al. 2000, Journal of Antimicrobial Chemotherapy 46: 53-58.
Citalopram	480 ^b	150	12 ^f	10			Kelner et al. 2015, Aquatic Toxicology 158:165-170. Se även förtrot för SSRi/SNRI.
Diazepam	5 ^a	237000		200			Ogier et al. 2010, Environ Sci Technol. 44: 7685-7691. Prio p a metabolisering till oxazepam!
Diklofenak	3900 ^b	1000	20 ^d	500			Triebkorn et al. 2007, Anal Bioanal Chemistry 387:1405-1416.
Erytromycin	1200 ^b	20000			2100 ^b		Isidori et al. 2005, Sci Tot Env v346 p87-98
Ethinylestradiol	4,5 ^c	0,32	*	0,05			Parrott and B. R. Blunt 2005, Environmental Toxicology 20 (2): 131-141.
Felodipin	31 ^a	50000	*	1			FASS (AZ), Regnböge 96h LC50.
Fluoxetin	940 ^{a*}	23200	6,7 ^j	16			Gaworecki and Klaine, 2008, Aquatic Toxicology 88:207-213. Se även förtrot för SSRi/SNRI.
Flupentixol	40 ^a		*	5			Relevanta effekttudier saknas.
Gilbenklamid	71 ^a	100000000	19 ^a	50			Fass (Sanofi-Aventis) vattenloppa akuttox 100 mg/L EC50.
Haloperidol	39 ^b	1370000	48 ^a	1			Furuhagen et al. 2014, Environ. Sci. Technol. 2014, 48: 12886-12892 (vattenloppa).
lbesartan	1100 ^a	15600000	1,3 ^{a*}	50			FASS (Aprovel, Sanofi) vattenloppa reproduktion.
Klaritromycin	780 ^a	2000			620 ^{a*}		Isidori et al. 2005, Science of the Total Environment 346: 87-98.
Levonorgestrel	1 ^d	0,8	12 ^d	2,4			Zeiling et al. 2009, Environmental Toxicology and Chemistry 28(12):2663-2670.
Meclozine	123 ^b	-	*	10			Relevanta effekttudier saknas.
Oxazepam	730 ^e	1800	13 ^a	200			Brodin et al. 2013, Science 339: 814.
Risperidon	377 ^b	5800000	26 ^a	6			FASS (Risperdal, Jansen) LC50 96h fisk.
Roxithromycin	980 ^a	40000			890 ^a		Yang et al. 2008, Environmental Toxicology and Chemistry 27 (5):1201-1208.
Sertalin	340 ^a	12100	14 ^a	50			Johnson et al. 2007, Ecotox Environ. Softly 67: 128-139. Se även förtrot för SSRi/SNRI.
Tetracyklin	16 ^a	24100			4500 ^a		Bochhaus et al. 1997, Chemosphere 35 (12): 2925-2938.
Trimetoprim	510 ^a	290			1400 ^a		Binelli et al. 2009, Comp biochem physiol C150:329-336, men väl låg LOEC. Prio p a resistens.
Venlafaxin	373 ^b	250000	21 ^f	200			Bisai et al. 2014, Aquatic Toxicology 148: 130-138. Se även förtrot för SSRi/SNRI.
Östradiol	1,1 ^{a*}	4	-	0,04			Metcalfe et al. 2001, Environmental Toxicology and Chemistry 20 (2) 297-308.

Figur D.1. Lista över uppmätta koncentrationer och lägsta effektnivå för olika läkemedel (Goodpoint, 2016)

BILAGA E. Sammanställd information om flöden och statusklassning

Tabell E.1. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Abisko och Björkliden reningsverk.
Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Abisko Östra Reningsverk *				Björklidens avloppsreningsverk			
Dim belastning		pe	400				1686			
Antal anslutna	låg / hög	p	140/250				454 / 1307 (pe)			
	Dim.	m3/dygn	300							
Flöde	Max.	m3/dygn	353							
	Medel	m3/dygn	138				137			
	Tot år	m3/år	50547				49909			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
			mg/l	mg/l	(ton/år)	%	mg/l	mg/l	(ton/år)	%
	BOD7		4,3	42	0,2	96	4	7	0,242	97
	CODCr		27	42						
	P-tot		0,2	1,2	0,01	93	0,1	0,13	0,0056	98
	N-tot		19	60						
Bräddning										
	summa	m3/år								
Recipient			Torneträsk		Torneträsk		Torneträsk		Torneträsk	
			MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek		241,3	14,959			241,3	14,959		
Flöden	m3/dygn		20848320	1292458			20848320	1292458		
	m3/år		7,61E+09	4,72E+08			7,61E+09	4,72E+08		
Andel avloppsvatten i flödet	%		0,000664	0,010715			0,000656	0,01058		
Ekologisk status			Hög		Hög		Hög		Hög	
Näringsämnen			Hög		Hög		Hög		Hög	
Försuring			Hög		Hög		Hög		Hög	
Arsenik										
Koppar										
Krom										
Uran										
Zink										
Ammoniak										
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat										
Kemisk status			Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god	
Mindre stränga krav			God		God		God		God	
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god	
Kviksilver + föreningar			Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god		Uppnår ej god	
Bly och blyföreningar										
Kadmium och kadmiumföreningar										
Nickel och nickelföreningar										
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition		Atmosfärisk deposition		Atmosfärisk deposition		Atmosfärisk deposition	

Tabell E.2. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Idivuoma och Jukkasjärvi reningsverk. Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk		Idivuoma avloppsreningsverk				Jukkasjärvi Reningsverk			
Dim belastning	pe		150			1700			
Antal anslutna	låg / hög	p	135			ca 1000			
	Dim.	m3/dygn	45			672			
Flöde	Max.	m3/dygn				1024			
	Medel	m3/dygn	17			325			
	Tot år	m3/år	6152			118700			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd
			mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år
	BOD7	▼	72	110	0,3	35	52	130	6
	CODCr		140	230	0,6		136	210	12
	P-tot	▼	0,2	0,4	0,001	97	0,3	0,4	0,03
	N-tot		56	83	0,3		25	66	2,9
Bräddning		summa	m3/år				293	▼	
Recipient		Sjön Idivuoma				Torne älv			
		MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek	11,101	0,178			2,637	0,408		
Flöden	m3/dygn	959126,4	15379,2			227836,8	35251,2		
	m3/år	350081136	5613408			83160432	12866688		
Andel avloppsvatten i flödet	%	0,001757307	0,109595			0,14273615	0,922537331		
Ekologisk status		God				Hög			
Näringsämnen						Hög			
Försurning						Hög			
Arsenik									
Koppar									
Krom									
Uran									
Zink									
Ammoniak									
Icke-dioxinlika PCBer									
Nitrat									
Kemisk status		Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav		God				God			
Bromerade difenyleter		Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar		Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar									
Kadmium och kadmiumföreningar									
Nickel och nickelföreningar									
Påverkningskällor		Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			

Tabell E.3. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Katterjokks och Kuttainen reningsverk. Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Katterjokks avloppsreningsverk				Kuttainen avloppsreningsverk			
Dim belastning		pe	3200				400			
Antal anslutna	låg / hög	p	1317 (maximal uppmätt pe)				400			
	Dim.	m3/dygn					300			
Flöde	Max.	m3/dygn					478			
	Medel	m3/dygn	176				104			
	Tot år	m3/år	64396				37876			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
	BOD7	▼	mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år	%
	CODCr		3		0,232	95	14	28	0,4	76
	P-tot	▼	0,08		0,005	97	0,2	0,7	0,006	97
	N-tot						20	44	0,6	24
Bräddning			summa	m3/år						
Recipient			Viepmathuokta				Muonio älv			
			MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek		28,968	0,354			14,785	0,268		
Flöden	m3/dygn		2502835,2	30585,6			1277424	23155,2		
	m3/år		913534848	11163744			466259760	8451648		
Andel avloppsvatten i flödet	%		0,007049102	0,57683157			0,008123369	0,448149		
Ekologisk status			Hög				Hög			
Näringsämnen							Hög			
Försuring							Hög			
Arsenik							God			
Koppar							God			
Krom							God			
Uran							Måttlig			
Zink							God			
Ammoniak							God			
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat							God			
Kemisk status			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav			God				God			
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar							God			
Kadmium och kadmiumföreningar							God			
Nickel och nickelföreningar							God			
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			
							Inte IED-industi			
							Lakvatten från gruvdrift			

Tabell E.4. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Lainio och Masugnsbyns reningsverk.
Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Lainio avloppsreningsverk				Masugnsbyns avloppsreningsverk			
Dim belastning		pe	150				140			
Antal anslutna	låg / hög	p	65				120			
	Dim.	m3/dygn								
Flöde	Max.	m3/dygn	flödesmätning saknas							
	Medel	m3/dygn					107			
	Tot år	m3/år	6152				38946			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
			mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år	%
	BOD7		6	14		43	3	5	0,5	
	CODCr		25	36			<30	<30	2,4	40
	P-tot		0,2	0,4		86	0,1	0,1	0,02	85
	N-tot		13	20			4	8	0,5	
Bräddning			summa	m3/år						
Recipient			Lainio älv				Rautajoki			
			MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek		494,184	13,502			2,849	0,028		
Flöden	m3/dygn		42697497,6	1166572,8			246153,6	2419,2		
	m3/år		15584586624	425799072			89846064	883008		
Andel avloppsvatten i flödet	%		3,94749E-05	0,001444813			0,04334747	4,410606	22,67262	
Ekologisk status			Måttlig				God			
Näringsämnen			God				Hög			
Försuring										
Arsenik							God			
Koppar							God			
Krom							God			
Uran										
Zink							God			
Ammoniak							God			
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat										
Kemisk status			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav			God				God			
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar							God			
Kadmium och kadmiumföreningar							God			
Nickel och nickelföreningar							God			
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			

Tabell E.5. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Nedre Soppero och Övre Soppero reningsverk. Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Nedre Soppero avloppsreningsverk				Övre Soppero avloppsreningsverk			
Dim belastning		pe	40				300			
Antal anslutna	låg / hög	p	5 (pe)				210			
	Dim.	m3/dygn	300							
Flöde	Max.	m3/dygn								
	Medel	m3/dygn	23				143			
	Tot år	m3/år	8552				52183			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
			mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år	%
	BOD7	▼	9	19	0,05	62	12	41	0,6	40
	CODCr		25	45	0,1	57	25	39	0,8	63
	P-tot	▼	0,1	0,2	0,001	83	0,2	1,5	0,008	74
	N-tot		12	27	0,1	10	9,5	29	0,4	
Bräddning			summa	m3/år						
Recipient			Lainio älv				Lainio älv			
			MHQ	MLQ	MHQMLQ					
Flöden	m3/sek		302,365	5,977	302,3655,977					
Flöden	m3/dygn		26124336	516412,8	26124336516412,8					
	m3/år		9535382640	188490672	9535382640188490672					
Andel avloppsvatten i flödet	%		8,9687E-05	0,004537095	0,0005472560,027684659					
Ekologisk status			Måttlig				Måttlig			
Näringsämnen			God				God			
Försuring										
Arsenik										
Koppar										
Krom										
Uran										
Zink										
Ammoniak										
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat										
Kemisk status			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav			God				God			
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar										
Kadmium och kadmiumföreningar										
Nickel och nickelföreningar										
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			

Tabell E.6. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Parakka och Rensjön reningsverk.
Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Parakka markbädd				Rensjön pumpstation			
Dim belastning		pe	60				60			
Antal anslutna	låg / hög	p	ca 45 (pe)				ca 30 (pe)			
Flöde	Dim.	m3/dygn					18			
	Max.	m3/dygn								
	Medel	m3/dygn								
	Tot år	m3/år	6570				6570			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
	BOD7		mg/l		ton/år	%	mg/l		ton/år	%
	CODCr		1,5			69	<3,0			98
	P-tot		0,2			50	0,8			78
	N-tot									
Bräddning			summa	m3/år						
Recipient			Kalix älv				Rensjön			
			MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek		534,63	14,554			9,268	0,097		
Flöden	m3/dygn		46192032	1257465,6			800755,2	8380,8		
	m3/år		16860091680	458974944			292275648	3058992		
Andel avloppsvatten i flödet	%		3,89678E-05	0,001431451			0,002247878	0,214777		
Ekologisk status			Måttlig				Hög			
Näringsämnen										
Försuring										
Arsenik										
Koppar										
Krom										
Uran										
Zink										
Ammoniak										
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat										
Kemisk status			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav			God				God			
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar										
Kadmium och kadmiumföreningar										
Nickel och nickelföreningar										
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			

Tabell E.7. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Saivomuotka och Svappavaara reningsverk. Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk			Saivomuotka markbädd				Svappavaara avloppsreningsverk			
Dim belastning		pe	50				1600			
Antal anslutna	låg / hög	p	ca 35-40 (pe)				540			
	Dim.	m3/dygn	20				1000			
Flöde	Max.	m3/dygn								
	Medel	m3/dygn					886			
	Tot år	m3/år	6570				323245			
Utsläpp (utgående vatten)			Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
			mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år	%
	BOD7		1,5			95	9	31	2,9	73
	CODCr						18	44	5,8	78
	P-tot		1,9			84	0,2	0,5	0,07	87
	N-tot						9	25	2,97	31
Bräddning							256			
Recipient			Muonioälven				Liukattijoki			
			MHQ	MLQ			MHQ	MLQ		
Flöden	m3/sek		764,028	17,634			3,544	0,046		
Flöden	m3/dygn		66012019,2	1523577,6			306201,6	3974,4		
	m3/år		24094387008	556105824			111763584	1450656		
Andel avloppsvatten i flödet	%		2,72678E-05	0,00118143			0,289222114	22,28268	4,487791	
Ekologisk status			Hög				Måttlig			
Näringsämnen			Hög				Hög			
Försuring			Hög							
Arsenik			God				God			
Koppar			God				God			
Krom			God				God			
Uran			Måttlig				Måttlig			
Zink			God				God			
Ammoniak			God				God			
Icke-dioxinlika PCBer										
Nitrat			God				God			
Kemisk status			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Mindre stränga krav			God				God			
Bromerade difenyleter			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Kvikksilver + föreningar			Uppnår ej god				Uppnår ej god			
Bly och blyföreningar			God				God			
Kadmium och kadmiumföreningar			God				God			
Nickel och nickelföreningar			God				God			
Påverkningskällor			Atmosfärisk deposition				Atmosfärisk deposition			
			Inte IED-industri				IED-industri			
			Lakvatten från gruvdrift				Förorenade områden			
							Lakvatten från gruvdrift			

Tabell E.8. Sammanställning av information om flöden, bräddning och vattenstatus för Vassijaure och Vittangi reningsverk.
Information hämtad från miljörapporter, SMHI och VISS.

Reningsverk		Vassijaure avloppsreningsverk				Vittangi avloppsreningsverk			
Dim belastning	pe	400				1800			
Antal anslutna	låg / hög	0 / 120				920			
	Dim.	144							
Flöde	Max.	193							
	Medel	10				594			
	Tot år	3776				216917			
Utsläpp (utgående vatten)		Medel	Max	Mängd	Reduktion	Medel	Max	Mängd	Reduktion
		mg/l	mg/l	ton/år	%	mg/l	mg/l	ton/år	%
	BOD7	9,6	49	0,05	70	13	40	2,8	68
	CODCr	29	83		63	27	61	5,1	82
	P-tot	0,1	0,2	0,0006	95	0,05	0,1	0,01	97
	N-tot	20	87		26	13	27	2,8	
Bräddning		summa	m3/år	1636					
Recipient		Sjön Vassijaure		Torne älv					
		MHQ	MLQ	MHQ	MLQ				
Flöden	m3/sek	28,968	0,354	580,193	26,188				
Flöden	m3/dygn	2502835,2	30585,6	50128675,2	2262643,2				
	m3/år	913534848	11163744	18296966448	825864768				
Andel avloppsvatten i flödet	%	0,000413339	0,03382378	0,001185535	0,026265438				
Ekologisk status		Hög		God					
Näringsämnen				Hög					
Försurning									
Arsenik				God					
Koppar				God					
Krom				God					
Uran				God					
Zink				God					
Ammoniak									
Icke-dioxinlika PCBer									
Nitrat									
Kemisk status		Uppnår ej god		Uppnår ej god					
Mindre stränga krav		God		God					
Bromerade difenyleter		Uppnår ej god		Uppnår ej god					
Kvikksilver + föreningar		Uppnår ej god		Uppnår ej god					
Bly och blyföreningar				God					
Kadmium och kadmiumföreningar				God					
Nickel och nickelföreningar				God					
Påverkningskällor		Atmosfärisk deposition		Atmosfärisk deposition					

BILAGA F. Sammanställd information om villkor enligt tillstånd och beslut

Tabell F.1. Tabell över aktuella riktvärden, gränsvärden samt reduktionskrav som anges i villkoren för de olika reningsverken.

Utsläppsvillkor		Riktvärde		Gränsvärde		Reduktion	
Reningsverk	BOD mg/l	P mg/l	BOD mg/l	P mg/l	BOD %	P %	
Abisko	15 (varje tillfälle)	0,5 (varje tillfälle)	15 (kvartal)	0,5 (kvartal)			
Björkliden			15 (kvartal)	0,5 (kvartal)			
Idivuoma	60 (kvartal)	0,5 (varje tillfälle)					
Jukkasjärvi		0,5 (varje tillfälle)		0,5 (kvartal)			
Katterjokk	15/månad (jan-mars, maj-juni) 30 april 15 (kvartal juli-dec)	0,5 (medel/månad: jan-juni) 0,5 (kvartal:juli-dec)	18 (kalenderår)	0,5 (kalenderår)			
Kuttainen			60 (halvår)	1,0 (halvår)	65	90	
Lainio							
Masugnsbyn		0,5 (varje tillfälle)					
N. Soppero		0,5 (varje tillfälle)			60	90	
Ö. Soppero		0,5 (kalenderår)					
Parakka					90	25-90 (förväntad)	
Rensjön					80	50	
Saivomuotka					90-95	25-100	
Svappavaara		0,5 (kvartal)		0,5 (kalenderår)			
Vassijaure		0,3 (varje tillfälle)			70	95	
Vittangi				0,5 (kvartal)	60	90	

BILAGA G. Fullständig modell med poängfördelning

Tabell G.1. Fullständig modell med poängfördelning för varje risk från Excell.

	Riskkategori	Risk/Händelse	Typ?	Data- /Informationskälla	Förutsättning?	Poäng	Max	Min	Abisko	Björkliden	Idrova	Jukkasjärvi	Karejokk	Kurainen	Lainio	Masugård	N. Soppero	O. Soppero	Parikka	Rensjön	Selkämäki	Svappavaara	Vasijärvi	Vitangi
RISK ANLÄGGNING																								
Föreningar																								
	Dimensionering	Storlek på utgående flöde baserat på verkets dimensionering	Föreningar	Miljörapport/tillstånd	0-100 pe 101-200 pe 201-500 pe 501-2000 pe > 2000 pe	0 2 5 8 10	10	0	5	8	2	8	10	5	2	2	0	5	0	0	0	8	5	8
	Bräddning ledningsnät	Utsläpp av orenat avloppsvatten till recipient	Föreningar	Miljörapport/tillstånd	Ej möjligt En bräddpunkt Flera bräddpunkter	0 2 3	3	0	3	0	3	3	2	2	3	0	0	2	0	0	0	2	3	0
	Bräddning reningsverk	Utsläpp av orenat avloppsvatten till recipient	Föreningar	Miljörapport/tillstånd	Ingen bräddning Enstaka tillfälle Upprepade tillfällen Ingen information	0 2 4 4	4	0	0	0	4	2	0	4	4	4	4	0	0	0	4	0	4	
	Klimatförändringar	Ökade nederbörd,ökad risk för tillskotsvatten, ökad risk för bräddningar	Föreningar	Miljörapport/tillstånd	Ingen bräddning liten risk för bräddning stor risk för bräddning	0 2 3	3	0	2	0	2	3	2	2	2	0	0	2	0	0	0	3	2	3
Summa: Föreningar						20																		
Villkor																								
	BOD	Utsläpp över villkorsgränsen		Miljörapport/tillstånd	Ej överstigit Överstigit reduktion Överstigit riktvärde Överstigit gränsvärde Inga riktvärden/gränsvärden	0 4 4 8 4	8	0	4	0	4	4	0	4	4	4	4	4	4	0	0	4	4	0
	Fosfor	Utsläpp över villkorsgränsen		Miljörapport/tillstånd	Ej överstigit Överstigit reduktion Överstigit riktvärde Överstigit gränsvärde Inga riktvärden/gränsvärden	0 4 4 8 4	8	0	8	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	4	0
	Summa: Villkor						16																	
Operativa risker																								
	Brist på föllningskemikalier	Rening utan det kemiska steget,			Ej nödvändig Liten risk (≥2000 pe) Risk (<2000 pe) Stor risk (<500 pe)	0 1 2 3	3	0	3	2	3	2	1	3	3	3	3	0	0	0	2	3	2	
	Reningssteg	Vilka reningssteg som finns i reningsverket		Miljörapport/tillstånd	Markbädd Mekanisk, kemisk Mekanisk, biologisk, kemisk	1 1 0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Summa: Operativa risker						4																		
SUMMA: RISKER ANLÄGGNING						40																		
RISK RECIPIENT																								
Status, känslighet och biologisk mångfald																								
	Näringsämnen	Leder till övergödning och algblooming	Näringsämne	VISS	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig Ingen information	0 2 4 6 8 2	8	0	0	0	2	0	2	0	2	0	2	2	2	2	0	0	2	0
	BOD	Syreftiga vatten pga belastning av organiska ämnen	Syreförbrukande	Karta-risbedömning	Ingen risk/ej klassad Liten risk Risk	0 1 2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Ekologisk status	Statusklassning ej god	Vattenstatus		Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig	0 2 4 6 8	8	0	0	0	2	0	0	0	4	2	4	4	4	0	0	4	0	2
	Kemisk status * (med mindre stränga krav)	Statusklassning ej god	Vattenstatus	VISS	God Uppnår ej god	0 8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Habitat	Påverkan på levnadsmiljön	Natura-2000	Karta skyddad natur	Ingen risk för påverkan Liten risk för påverkan Stor risk för påverkan	0 1 3	3	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Känsliga arter	Toxiska effekter för djur och natur	Naturreservat, nationalpark	Karta skyddad natur	Inga känsliga arter Minst en känslig art	0 2	2	0	2	2	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	2
	Utspädning i recipient	Andel avloppsvatten i recipient	Låga vattenflöden	Miljörapport/tillstånd och SMHI	Ej märkbar Liten risk Risk	0 2 4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0
Summa: Status, känslighet och biologisk mångfald						35																		
Allmänna intressen och rekreativsvärde																								
	Dricksvatten	Påverkan på dricksvattentäckt, sjukdomsspridning	Hälsa		Ingen risk Mycket liten Liten risk Stor risk Mycket stor	0 1 2 3 4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Badplatser	Påverkan på badplatser, sjukdomsspridning	Hälsa och rekreativsvärde	GIS-stöd	Ingen risk Liten risk Stor risk	0 2 3	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	2	0	0	0	0	2
	Friluftsliv	Påverkan på friluftsliv i naturreservat/nationalparker	Rekreativsvärde	Karta skyddad natur	Ej inom reservat Nära reservat Inom reservat	0 1 2	2	0	2	1	0	0	0	0	0	2	1	0	2	0	0	0	0	2
Summa: Allmänna intressen och rekreativsvärde						9																		
SUMMA: RISK RECIPIENT						44																		
Total summa						84	0	30	14	24	24	18	22	32	23	28	30	18	4	2	33	25	27	
									Abisko	Björkliden	Idrova	Jukkasjärvi	Karejokk	Kurainen	Lainio	Masugård	N. Soppero	O. Soppero	Parikka	Rensjön	Selkämäki	Svappavaara	Vasijärvi	Vitangi