

RAPPORT

BADVATTENKVALITET GÖTA ÄLV - MODELLERINGSSTUDIE



**Göteborgs
Stad**

**SLUTRAPPORT
2016-12-02**

UPPDRAG

269318, Badvattenkvalitet Göta älv, RAM IK15343-04

Titel på rapport:

Badvattenkvalitet Göta älv – modelleringsstudie

Omslagsfoto:

Sannegårdshamnen Foto: Anna Karlsson

Status:

Slutrapport

Datum:

2016-12-02

MEDVERKANDE

Beställare:

Kretslopp och Vatten, Göteborgs Stad

Kontaktperson:

Dick Karlsson

Konsult:

Tyréns AB

Uppdragsansvarig:

Anna Karlsson

Handläggare:

Anna Karlsson och Efe Saglam

Kvalitetsgranskare:

Maria Aneljung

REVIDERINGAR

Revideringsdatum

2016-12-02

Version:

1.0

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	BAKGRUND	6
2	ÄLVEN I STADEN	7
3	GENOMFÖRANDE.....	8
3.1	VAL AV PERIOD.....	8
3.2	MODELLOMRÅDE.....	8
3.3	STRÖMNINGSMODELL	9
3.4	SPRIDNING, SPÄDNING OCH AVDÖDNING AV INDIKATORBAKTERIER....	11
3.5	MODELLUPPSÄTTNINGAR	11
3.6	AVGRÄNSNINGAR.....	11
4	UNDERLAG	13
4.1	DJUPDATA	13
4.2	METEOROLOGI.....	13
4.3	HYDROGRAFI	14
4.4	FLÖDEN	15
4.4.1	GÖTA ÄLV OCH ÅAR	15
4.4.2	BRÄDDNING OCH DAGVATTEN	16
4.4.3	RYAVERKET	18
4.5	BAKTERIEHALTER.....	19
4.6	NEDBRYTNINGSKOEFFICIENT FÖR <i>E. COLI</i>	20
5	RESULTAT.....	21
5.1	STRÖMNINGSMODELL	21
5.1.1	STRÖMNINGSMÖNSTER	21
5.1.2	TRANSPORTTIDER	25
5.1.3	VATTENOMSÄTTNING.....	25
5.2	BADVATTENKVALITET	28
5.2.1	STATISTISK ANALYS AV RESULTAT	28
5.2.2	<i>E. COLI</i>	28
5.3	KÄNSLIGHETSANALYS	33
5.3.1	AVDÖDNING AV BAKTERIER	35
5.3.2	FLÖDEN	35
5.3.3	BAKTERIEHALTER	36
6	SLUSATSER OCH DISKUSSION	37
7	REFERENSER.....	41
8	BILAGOR.....	42

8.1	UNDERLAG FÖR VAL AV SIMULERINGSPERIOD.....	42
8.2	BADVATTENKVALITET FIGURER.....	45
8.2.1	DAGVATTEN	45
8.2.2	BRÄDD.....	46
8.2.3	GÖTA ÄLV	48
8.2.4	ÅAR	49
8.2.5	RYAVERKET	51
8.3	BADVATTENDIREKTIVET.....	53
8.4	RESULTAT MÄTNING 2016	54

1 BAKGRUND

I förslaget till Vattenplan för Göteborg (antaget av BN 2002-11 och av KS 2003-05) är ett av förslagen att göra det möjligt att bada i Göta älv. Även om de fysikaliska och kemiska parametrarna för vattenkvalitet förbättrats genom åren är det idag inte riskfritt att tillåta bad eftersom de mikrobiologiska parametrarna inte har förbättrats i samma utsträckning. Riskanalyser har visat att fekal förorening av råvatten har en stor påverkan på risken för vattenburna infektioner, särskilt vid bad.

Hur långt fram i tiden som älven blir badbar beror på de ansträngningar som görs av kommuner och företag utmed hela älven, från Vänersborg/Vargön till Göteborg, för att minska utsläpp av olika slag.

Ett led i att bedöma badbarheten i älven och identifiera potentiella risker och källor till föroreningar är att sätta upp en numerisk beräkningsmodell för badvattenkvalitet i Göta älv. Syftet med modellen är att:

- Systematisk kvantifiera källor till dålig badvattenkvalitet
- Skapa förståelse för utsläppskällornas betydelse för dålig badvattenkvalitet
- Visualisera källornas påverkan på recipienten

I förlängningen skall modellen och dess resultat utgöra underlag för att:

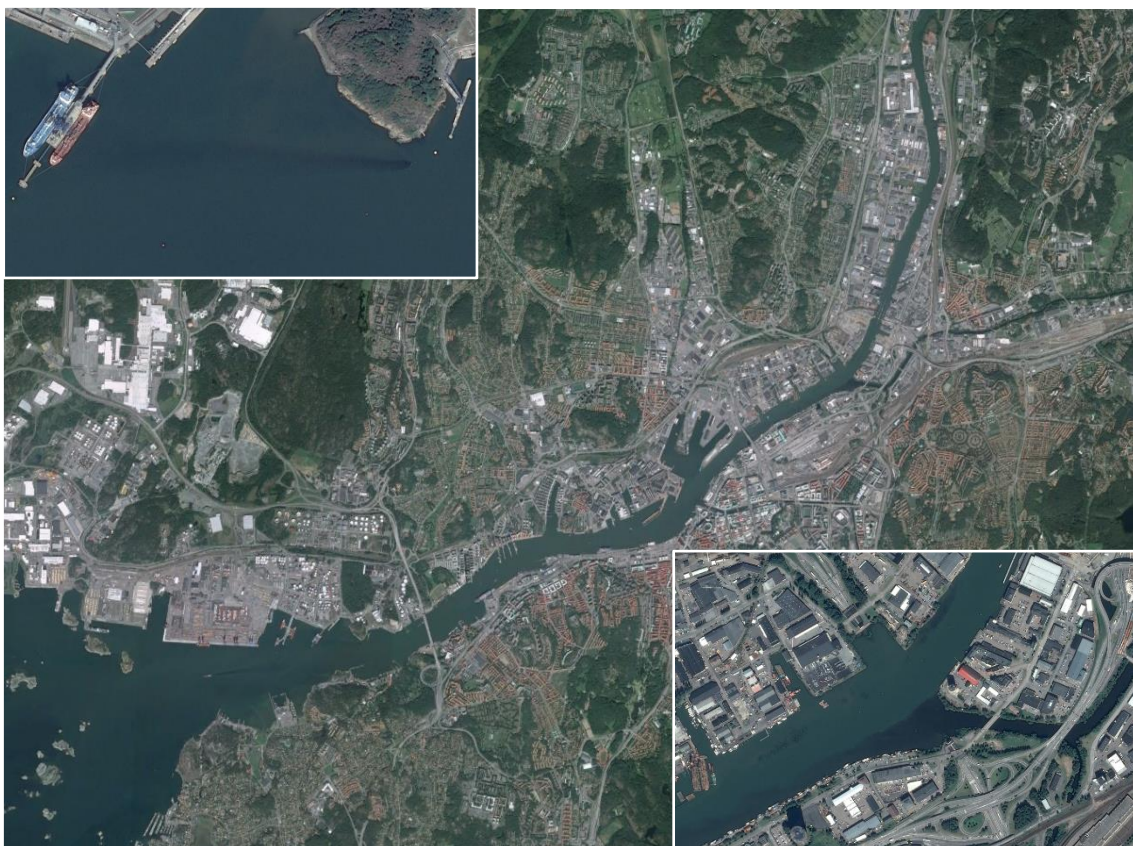
- Undersöka möjligheten att genom prognoser utnyttja dagar med god kvalitet för bad
- Ta fram handlingsplan för att Kretslopp och Vatten skall kunna reducera negativ påverkan på badbarheten i Göta älv
- Undersöka lämpliga lokaliseringar av badplatser ur ett badvattenkvalitetsperspektiv

Tyréns har fått i uppdrag att sätta upp en hydrodynamisk beräkningsmodell för Göta älvs Göteborgsgren och simulera bakteriehalter i älven för en utvald historisk period. Syftet är att så långt det går besvara och ge underlag till de sex punkter som beskrivs ovan.

2 ÄLVEN I STADEN

Den del av Göta älv som denna utredning fokuserar på ligger grovt sett i staden mellan broarna - Göta älvbron och Älvsborgsbron. I denna utredning och modell ingår dock Göteborgsgrenen av Göta älv från Lärjeholm till Älvsborgs fästning (Figur 1). Göteborgsgrenen tillförs en hel del vatten på väg ut mot havet. Ett antal biflöden, större och mindre, bidrar till sötvattenflödet. De två största tillflödena är Säveån och Mölndalsån. Mindre flöden som Fattighusån och Kvillebäcken mynnar centralt i älven.

I samband med regn tillförs älven också vatten via dagvatten- och bräddpunkter. Detta vatten påverkar i sig inte strömningen i älven men innehåller ämnen och bakterier som tidvis påverkar vattenkvaliteten. Längst ut mot mynningen i älven, vid Rya nabbe, släpps Ryaverkets renade avloppsvatten. Här ute är älvvattnet uppblandat med saltvatten ända upp i ytan. Vattenmassorna har olika färg vilket gör att plymen från Ryaverket syns tydligt på en satellitbild (Figur 1). Även Mölndalsån och Säveåns vatten syns tydligt i satellitbilden.



Figur 1 Göta älvs Göteborgsgren från Lärjeholm till mynningen i havet. Olika typer av vatten har olika färg. Övan t.v. syns Ryaverkets renade avloppsvatten som en plym. Nere t.h. Säveån och Mölndalsåns vatten har också en annan färg än Göta älv.

3 GENOMFÖRANDE

Cirkulationen i älven och badvattenkvaliteten har analyserats genom att simulera strömmar och spridningen av bakterier för en historisk tidsperiod. Därefter har de strömningsmönster och bakteriehalter som beräknats analyserats. En känslighetsanalys har genomförts av några variabler, antingen modellerade eller genom bedömning/beräkning utifrån redan modellerade resultat.

3.1 VAL AV PERIOD

Tillsammans med Kretslopp och Vatten har en sommarperiod valts ut där olika händelser (regn, torrperiod, varierande vindar och flöden) ingår, baserat på uppmätta eller modellerade data. På så sätt fångas många av de situationer som påverkar badvattenkvaliteten i älven och resultaten kan analyseras statistiskt. Viktigt vid urval av analysperiod är att få med representativa variationer i älvsflöde och regn. Höga/låga vattennivåer eller kraftiga vindar är av mindre betydelse för variationer i spädning och spridning av bakterier i ytvattnet.

Efter att ha tittat på data för sommarperioderna 2013-2015 beslutades det att använda perioden juli-augusti 2015. Denna period innehöll alla de variationer av väder som normalt förekommer sommartid. Perioden simulerades i sin helhet med de historiska data av regn, flöden och hydrografi som förekom.

Det beslutades också att simulera den kortare perioden 2015-07-23 till och med 2015-08-10 för att kunna göra känslighetsanalyser. Denna period innehöll ett kraftigare regn, en torr period samt några mindre regn. Det kraftigare regnet gav upphov till bräddning vid Kodammarna enligt mätdata. Flödet i Göta älv denna period låg på ca 700 m³/s vid Lilla Edet enligt SMHI:s vattenwebb. Vi bestämde dock att flödet vi sätter i älven och åar skall vara ett medelflöde för perioden för att man skall kunna jämföra olika källors påverkan på vattenkvaliteten. Därmed kan man också diskutera hur variationer i flödet och i bakteriehalter påverkar vattenkvaliteten, vilket möjliggör en slags kvalitativ känslighetsanalys som komplement till den statistiska analysen av hela juli-augusti.

3.2 MODELLOMRÅDE

Modellen över älven sträcker sig från Alelyckans råvattenintag vid Lärjeholm ut till Älvsborgs fästning. Den går även in i Sävåån där Mölndalsån mynnar så att dessa flöden får var sin randbeskrivning i modellen. Även hamnkanalerna finns med i modellen, upp till Slussen vid Drottningtorget, för att beskriva Fattighusåns flöde och de brädd-/dagvatten som finns där.

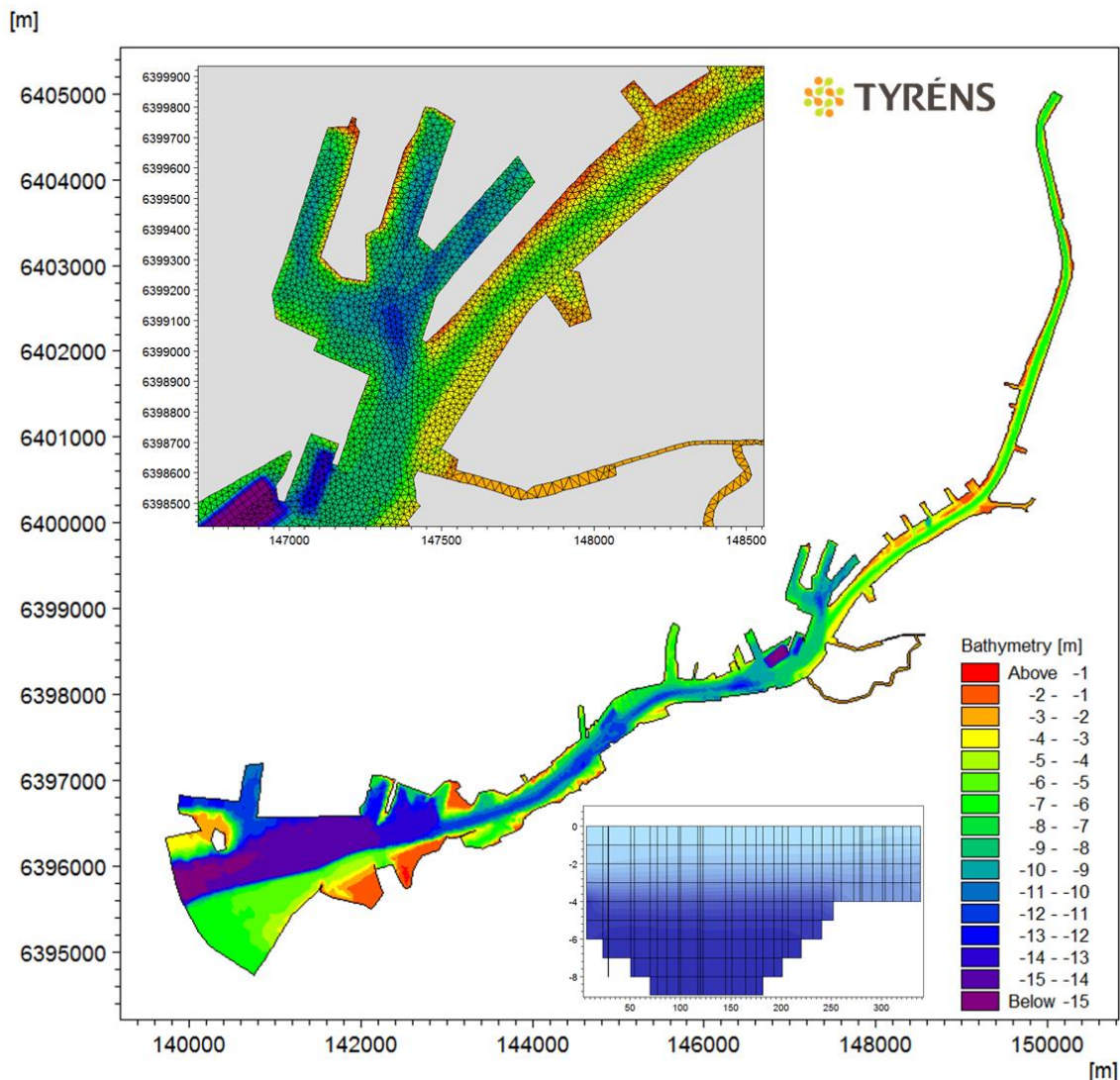


Figur 2 Modellens ungefärliga omfattning från Lärjeholm i älven och Älvsborgs fästning i mynningen.

3.3 STRÖMNINGSMODELL

Modellen för området som visas i Figur 2 har satts upp i modellverktyget MIKE 3 FM, ett tredimensionellt numeriskt modellsystem för beräkning av strömning och transport i vatten. Beteckningen FM står för Flexible Mesh. Detta innebär att området beskrivs med ett ostrukturerat beräkningsnät av trianglar och kvadranglar vilkas storlek kan variera mellan olika delar av modellområdet (Figur 3). På så sätt kan modellens upplösning vara detaljerad i de områden som är av störst intresse och grövre där detaljer inte är lika viktiga. Beräkningsnätets upplösning i horisontalled är ca 20-30 m och i vertikalled är upplösningen 1m.

I varje element i beräkningsnätet (triangel eller kvadrangel) beräknas bl.a. strömmarna till riktning och styrka, densiteten (som funktion av temperatur och salthalt), den turbulenta blandningen, lösta ämnens koncentrationer och andra parametrar som efterfrågas.



Figur 3 Beräkningsnätet för badvattenmodellen. Infälld bild överst visar en detalj av beräkningsnätet. Trianglarna här är ca 20-30 m i sidorna. Infälld bild längst ner visar ett tvärsnitt i älven med vertikal upplösning.

MIKE 3 FM består av flera delmoduler. Den grundläggande modulen är den som beräknar de hydrodynamiska strömningsprocesserna (HD), d.v.s. hur vattnet rör sig utifrån de drivande krafterna. Denna modul bygger på välkända hydrodynamiska ekvationer som löses så exakt som beräkningsnätets upplösning, noggrannheten i de drivande krafterna och andra indata tillåter.

MIKE 3 HD tar hänsyn till alla de viktiga processerna, vilka är:

- Transport av salt och värme
- Tryckskillnader på grund av variationer i densitet
- Bottenfriktion
- Vindens drivning på ytan
- Tryckskillnader på grund av vattenståndsvariationer
- Tillflöden och utsläpp från land
- Värmeutbyte med atmosfären

- Turbulens
- Corioliseffekten

Strömningsmodellen drivs av vattenståndsvariationer och skiktning i havet, större tillflöden samt de meteorologiska förhållandena. Drivdata (vattenstånd, skiktning, flöden och meteorologi) har hämtats från olika databaser hos SMHI och Göteborgs stad och beskrivs i kapitel 4.

Även flöden från dagvatten- och bräddvattenpunkter ingår i modellen. Dessa påverkar oftast inte strömningsmönstret, förutom i instängda områden. Detta underlag beskrivs vidare i kapitel 4.

3.4 SPRIDNING, SPÄDNING OCH AVDÖDNING AV INDIKATORBAKTERIER

Till den hydrodynamiska modellen har en tilläggsmodul i MIKE 3 FM kallad Advection Dispersion (AD) använts för beräkning av spädning, spridning och ev. avdödning av bakterier i vattnet. I AD-modulen beräknas blandning och transport av ett ämne baserat på de beräknade strömfälten. AD-modulen kan även hantera en enkel nedbrytning. Flera föroreningskällor kan läggas in där deras position anges samt under vilken tid de är aktiva. I varje källa ansätts önskade ämnen och deras källkoncentrationer.

Här har de olika kända källorna till bakterier såsom dagvatten, bräddpunkter, avloppsreningsverkets utlopp och vattendrag lagts in i modellen. Alla källor märks med en källspecifik markör för att kunna spåras. Flera källor av samma typ, exempelvis dagvatten, har getts samma märkning för att förenkla processbeskrivningen.

Eftersom flödet i älven bidrar till att vattenomsättningen är relativt hög är det troligt att spridnings- och spädningsprocesserna är avgörande för koncentrationerna av indikatorbakterier snarare än nedbrytningsprocesser. Detta har studerats vidare i utredningen dels genom att beräkna omsättningstider för olika delar av älven och analysera transporttider, dels genom att göra en känslighetsanalys med en nedbrytningsfaktor för *E. coli*.

3.5 MODELLUPPSÄTTNINGAR

I samråd med Kretslopp och Vatten valdes en period om två sommarmånader ut där olika händelser (regn, torrperiod, varierande vindar och flöden) ingår och som baseras på uppmätta eller modellerade historiska data.

Slutligen valdes två huvudsakliga simuleringsfall/modelluppsättningar:

1. Juli-augusti 2015 samt
2. 23/7 - 10/8 2015

Hela perioden juli-augusti 2015 simulerades med tidsvariabla historiska värden på drivdata. Där mätvärden finns har dessa använts annars har modellberäknade data använts.

För den kortare perioden 23/7 till 10/8 användes också historiska data men här valdes att för flöden från Göta älv och åar använda medelflödet för perioden, istället för dygnsvärden. Genom att använda ett medelflöde blir det lättare att analysera olika källors inverkan på badvattenkvaliteten och hur responsen blir om man varierar olika parametrar som flöde och bakteriekoncentration.

3.6 AVGRÄNSNINGAR

Den uppsatta modellen fokuserar på spridning av ämnen i ytvattnet och är anpassad specifikt för detta ändamål¹. Modellens upplösning, horisontellt och vertikalt, har valts utifrån ett antal kriterier.

1. Upplösningen skall vara tillräckligt hög för att på ett bra sätt beskriva de strömningsmönster som uppstår i ytan i älven.
2. Saltkilen och utbytet mellan salt och sött vatten skall beskrivas så att flöden och skiktning (blandningsprocesser) blir tillräckligt bra för ändamålet.

¹ Om modellen skall användas för andra frågeställningar än spridning i ytvatten kan mer eller mindre omfattande förändringar i djupbeskrivning och drivdata behöva göras.

3. Modellen skall kunna köras på ett par dagar på en kraftfull dator.

När det gäller källorna till bakterier har det varit viktigt att framförallt få rätt storleksordning på dessa. Bakteriehalter kan variera snabbt över tid och med faktorer som inte alltid är enkla att beskriva i en modell. Därför är enbart kända, kvantifierbara källor och bakteriehalter med i modelluppsättningen. Det finns andra källor än de som använts såsom strandbetande djur, enskilda avlopp, felkopplat spillvatten etc. Det är framförallt från Lärjeholm och nedströms som dessa inte är beskrivna i modellen. Däremot finns de indirekt med i modellen uppströms randen i Lärjeholm, eftersom bakteriemätningar vid råvattenintaget används som randbeskrivning och dessa mätningar på ett bra sätt antas beskriva bakteriekällorna uppströms.

I studien ligger fokus på indikatorbakterien *E. coli*. Det finns andra indikatorbakterier och parasiter m.fl. som är intressanta att titta på ur ett badvattenkvalitetsperspektiv. För att kunna göra en första bedömning kring badvattenkvalitet har dock fokus lagts på en indikatorbakterie och på att göra känslighetsanalyser av vad som påverkar bakteriehalten. Därmed värderar vi i denna rapport inte heller andra faktorer som man kan behöva tittat närmare på såsom andra lösta vattenföroreningar, strömhastigheter, sediment osv.

4 UNDERLAG

I detta kapitel redovisas de data som använts för att driva modellen för badvattenkvalitet.

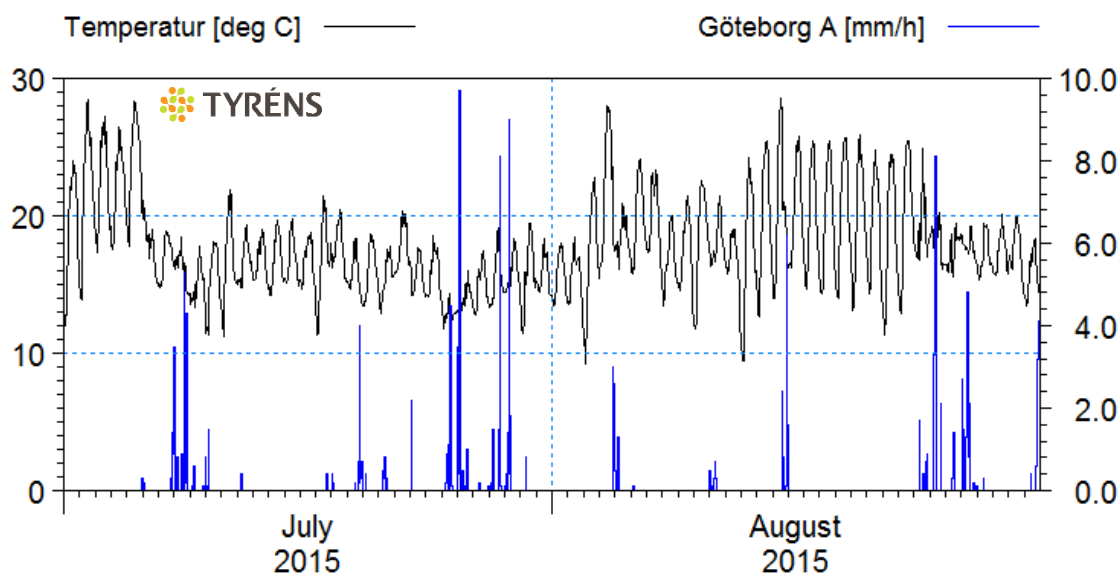
4.1 DJUPDATA

Som underlag för djupbeskrivningen i modellen har sjökortsdata 931 från Sjöfartsverket samt högupplösta multibeam-mätningar som utförts under 2009 på uppdrag av Göteborgs Hamn och Stadsbyggnadskontoret använts. Multibeamdatan har tillhandahållits av Stadsbyggnadskontoret genom Kretslopp och Vatten.

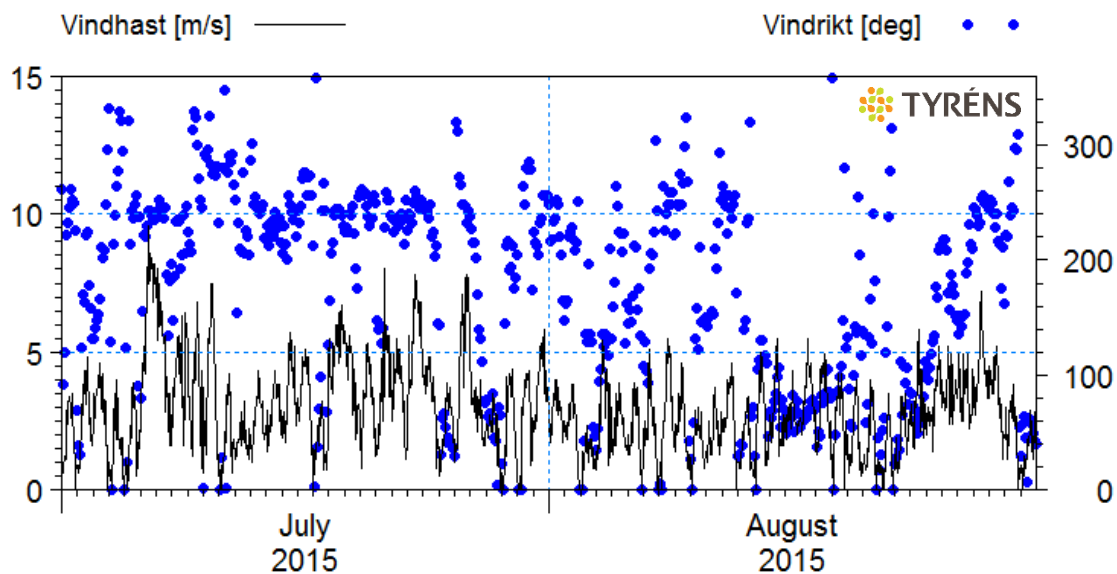
4.2 METEOROLOGI

Lufttemperatur, nederbörd samt vindar för perioden juli-augusti 2015 visas i Figur 4 och Figur 5. All data har inhämtats från SMHI för station Göteborg A. Perioden innehöll varierande sommarväder, allt från högsommarvärme med torrväder till perioder med blåst, relativt låga temperaturer och regn.

Som drivdata för modellsimuleringarna används endast vinddata. Temperatur och nederbörd på vattenytan påverkar inte direkt strömningen i älven men ingår indirekt i modelldrivning genom vattendrag, dagvatten och bräddvatten.



Figur 4 Lufttemperatur och nederbörd i Göteborg juli-augusti 2015, vänstra axeln avser temperatur och den högra nederbörd.



Figur 5 Vindhastighet och riktning i Göteborg, station Göteborg A, juli-augusti 2015.

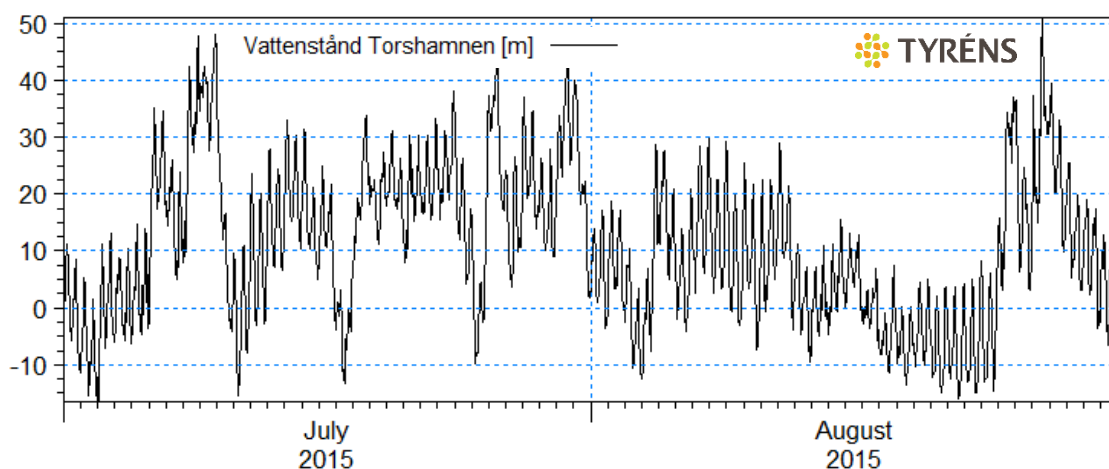
4.3 HYDROGRAFI

Bohuskustens vattenvårdsförbund genomför månatliga mätningar av bl.a. salt och temperatur i Göteborgs inseglingsområde. Uppmätt data för augusti från stationen Skalkorgarna har använts för att driva modellen på sin rand mot havet. Eftersom vi bara har två mättillfällen blir randdrivningen i princip konstant. I verkligheten skulle salt och temperatur variera med storskaliga vädersystem och på en tidsskala som motsvarar timmar. För att kunna räkna fram korrekta strömmar inne i älv-området och analysera badvattenkvalitet i ytvattnet är det dock av mindre betydelse vad de absoluta värdena på salthalt och temperatur är så länge de ger en representativ bild av skiktningen.

I Figur 6 visas vattenståndsvariationen, timvärden från Torshamnen, som används på modellens rand mot havet. Dessa data har inhämtats från SMHI.

Tabell 1 Mätdata, salt och temperaur, vid Skalkorgarna 3/8 2015.

Djup [m]	0	2	5	10	14
Salthalt [psu]	12.52	19.35	22.29	22.83	23.01
Temperatur [C]	17.5	17.1	16.6	16.6	16.4



Figur 6 Vattenståndsvariation vid Torshamnen juli-augusti 2015.

4.4 FLÖDEN

4.4.1 GÖTA ÄLV OCH ÅAR

Alla större sötvattentillflöden inom modellområdet, som Göta älv, Lärjeån, Sävån och Mölndalsån finns beskrivna i modellen. Dessutom beskrivs de lokala tillflödena i centrala Göteborg – Kvillebäcken och Fattighusån – som kan påverka vattenkvaliteten.

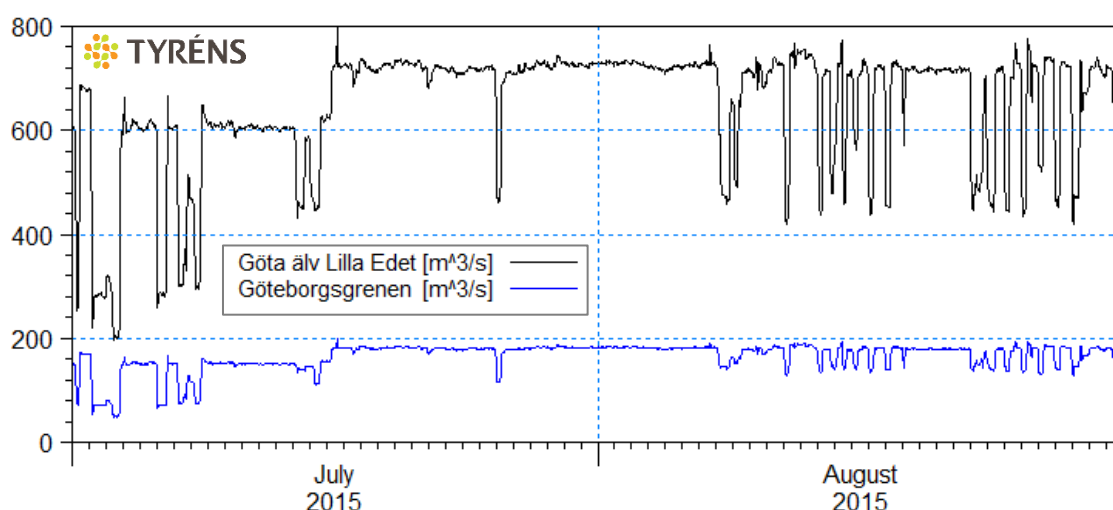
Data för Göta älv har inhämtats från Vattenfall, driftcentralen Bispgården. Det finns en viss osäkerhet i detta dataunderlag. Flödet som uppmäts i Lilla Edet delas upp på de två älvgrenarna med hjälp av en vedertagen men uppskattad fördelning som styrs av Ormoskärmen i Kungälv.

Övriga flöden är modellberäknade och i vissa fall stationskorrigerade och har hämtats från SMHI:s Vattenwebb. Dessa modellerade flöden har enligt SMHI en modellosäkerhet på 10-30 % men erfarenhet visar på att det ibland är mycket större osäkerheter än så. De modellberäknade flödena för juli-augusti 2015 visas i Figur 7 och Figur 8.

I Tabell 2 visas modellberäknade medelflöden (MQ) och medellågflöden (MLQ) från SMHI:s vattenwebb för perioden 1981-2010 jämfört med medelflöde för perioden 23/7-10/8 2015. För Göta älvs Göteborgsgren skiljer sig flödet i vattenwebben från de data Vattenfall tillhandahållit för perioden juli-augusti. Medelflödet i Göteborgsgrenen den 23/7-10/8 är enligt Vattenfall 177 m³/s, jämfört med vattenwebbens stationskorrigerade modellerade flöde som är 227 m³/s. I modellberäkningarna har Vattenfalls data använts då dessa förväntas stämma bättre med verkligheten än SMHI:s modellberäknade data.

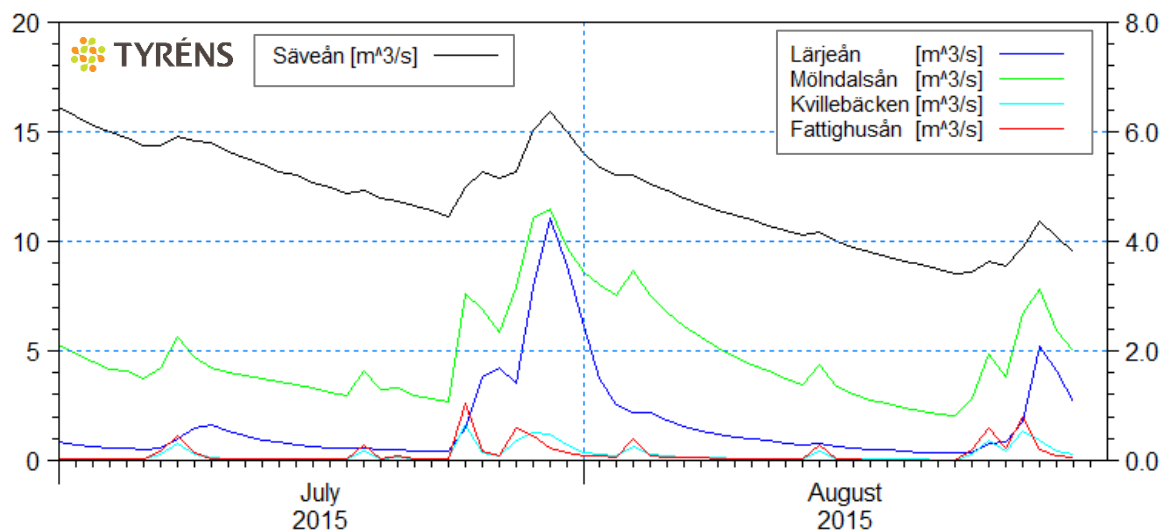
Tabell 2 Statistiska flöden för de ingående vattendragen i modellen. Modellberäknade från SMHI:s vattenwebb mellan 1981-2010. Jämfört med medelflöde för perioden 23/7-10/8.

	Sävån	Mölndals- ån	Kville- bäcken	Lärjeån	Fattighus- ån	Göta älv Göteborgsgrenen
MQ (81-10)	22.0	4.99	0.27	2.07	0.18	188
MLQ (81-10)	6.35	0.52	0.01	0.08	0	77
MQ 23/7-10/8	12.8	2.8	0.18	1.3	0.18	227 ²



Figur 7 Vattenföring i Göta älv och Göteborgsgrenen juli-augusti 2015. Data från Vattenfall.

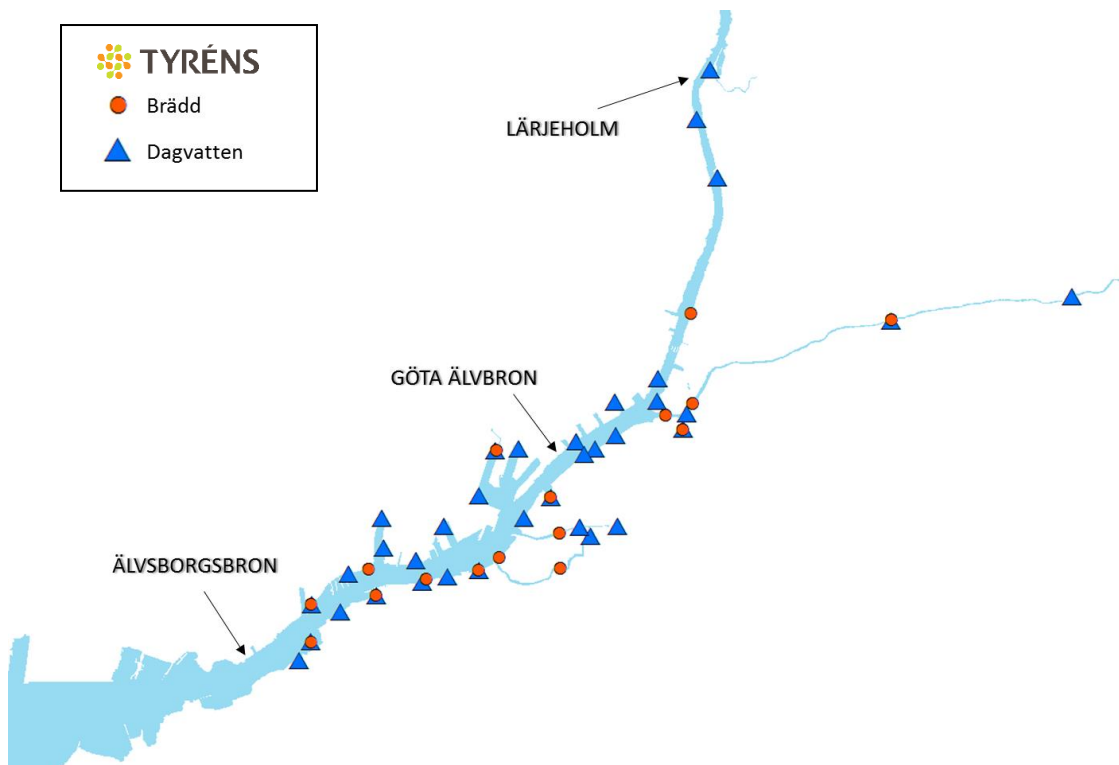
² Enligt Vattenfalls data är medelflödet i Göteborgsgrenen 177 m³/s.



Figur 8 Vattenföring i övriga åar perioden juli-augusti 2015. Sävåns flöde med skala t.v. i figuren och övriga åar med skala t.h. i figuren. Data från SMHI:s vattenwebb.

4.4.2 BRÄDDNING OCH DAGVATTEN

Brädd och dagvattenpunkter som ingår i modellen visas i Figur 9. Några punkter ligger utanför modellområdet, uppströms i Sävåns avrinningsområde. Dessa har flyttats till randen i modellen och flödet har tidsförskjutits motsvarande förflyttad sträcka (beräknad utifrån antagen medelhastighet). Det bör noteras att alla dag- och bräddvattenpunkter inte nödvändigtvis är med i modellen då vi i denna studie skall visa på de stora dragen snarare än alla detaljer.



Figur 9 Brädd och dagvattenpunkter som ingår i modellen.

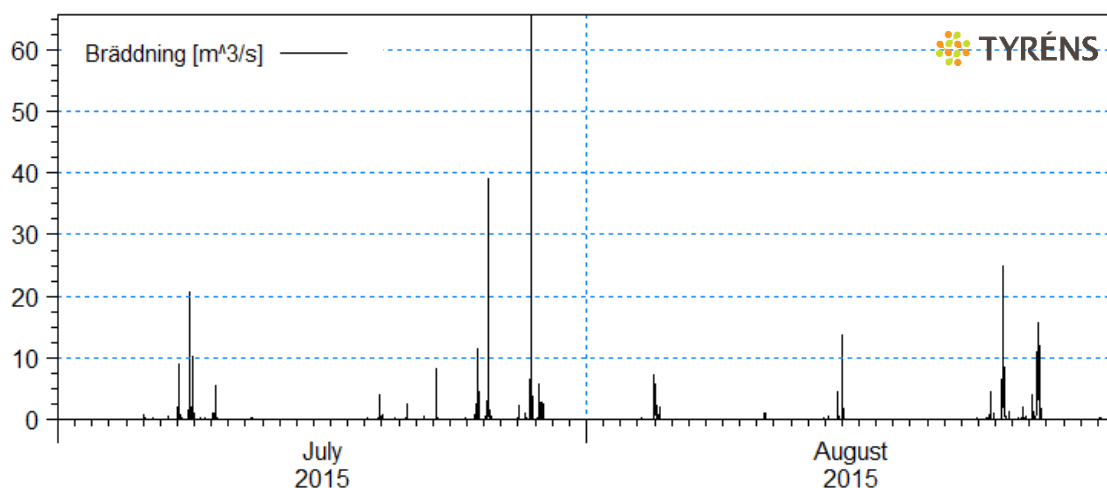
Dagvatten- och bräddvattenpunkterna har lagts in i ytan i modellen, även de som kanske mynnar under vattenytan. Detta för att utsläppskällornas vatten är lättare (sött) än vattnet i älven och därför kommer att stiga mot ytan.

BRÄDDNING

Under 2015 var total bräddad volym i Göteborgs Stad ca 3,9 Mm³ varav bräddad spillvattenvolym ca 215 000 m³. Av dessa 215 000 m³ belastade ca 160 000 m³ Göta älv (nedströms råvattenintaget), 30 000 m³ Sävån och 20 000 m³ Mölndalsån. Totalt innebär detta (210 000 m³) ett medelflöde av spillvatten under året på ca 7 l/s. Detta är ca trettiotusen gånger mindre än Göteborgsgrenens flöde.

Nödavledning har inte tagits med i denna studie då denna form av utsläpp vanligen beror på systemfel och därför kan uppstå när som helst. Enligt Miljörapporten nödavlades ca 7 000 m³ spillvatten till recipient 2015.

Tidsserier för flöden har tagits fram för respektive bräddpunkt som visas i Figur 9, utifrån mätningar och modellering (data har tillhandahållits av Kretslopp och Vatten och skall ses som en grov uppskattning, inga detaljerade beräkningar). Det totala bräddflödet för perioden visas i Figur 10.



Figur 10 Sammanlagd bräddning under juli-augusti från bräddpunkterna som visas i Figur 9.

DAGVATTEN

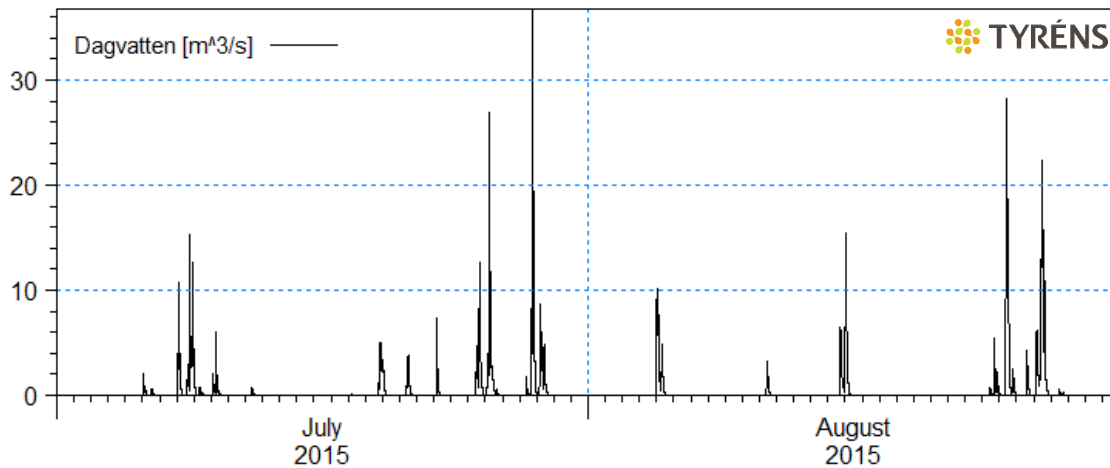
Total hårdgjord yta som avvattnas direkt till modellområdet är 2 300 ha av totalt 3 700 ha hårdgjord yta. Av dessa 2 300 ha belastar 1 450 ha hårdgjord yta Göta älv direkt; 280 ha till Lärjeån; 180 ha till Mölndalsån; 170 ha till Sävån och 120 ha till Kvillebäcken. Resterande ca 100 ha belastar biflöden till dessa vattendrag, t ex Mellbybäcken med 50 ha som rinner vidare till Sävån.

Av de 1 450 ha som belastar Göta älv direkt går ca 360 ha ut i älven uppströms modellområdet och ca 360 ha nedströms Älvsborgsbron. Dessa har därmed inte tagits med i denna studie. I modellen belastar ca 700 ha hårdgjord yta Göta älv direkt.

Vid antagande att 620 mm nederbörd avrinner per år så genererar de 2 300 ha hårdgjord yta ca 14 Mm³ dagvatten direkt till recipient per år. Detta ger ett medelflöde på ca 0.5 m³/s vilket är i storleksordningen 0.1% av Göta älvs medelflöde.

Ingen hänsyn har i denna studie tagits till de ytor som passerar dagvattendammar och annan form av dagvattenrening.

Dagvattenflöden har grovt beräknats utifrån hårdgjord yta och regndata från Barlastplatsen. I Figur 11 visas det totala beräknade dagvattenflödet från alla punkter i Figur 9.



Figur 11 Sammanlagt beräknat dagvattenflöde från dagvattenpunkterna som visas i Figur 9.

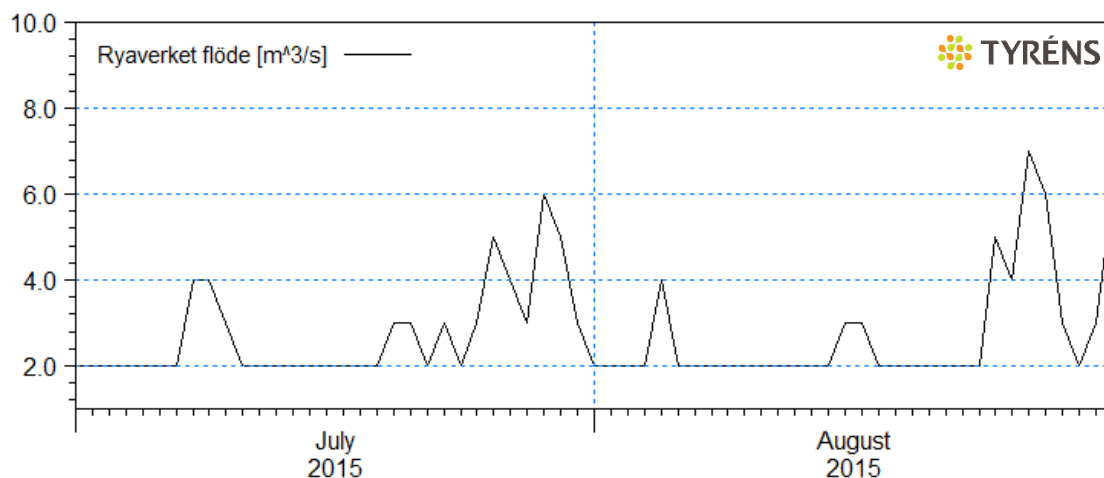
4.4.3 RYAVERKET

Ryaverkets utsläppspunkt ligger strax nedströms Älvsborgsbron vid Rya nabbe. Utsläppet sker på ca 2-3 m djup och vattnet stiger upp till ytan genom att det är sött och därmed lättare än omgivande vatten, se Figur 12. Det renade avloppsvattnet sprids med älvvattnet utåt kusten.

Ryaverkets utsläpp finns med i modellen för att visa att ingen transport av vatten sker med saltkilen upp i älven. Flöden under perioden visas i Figur 13.



Figur 12 Ryaverkets utsläpp av renat avloppsvatten syns tydligt utanför Rya nabbe då det stiger till ytan. Foto: Anna Karlsson.



Figur 13 Flöde av renat avloppsvatten från Ryaverket perioden juli-augusti 2015.

4.5 BAKTERIEHALTER

Som underlag för bakteriekoncentration (*E. coli*) i de ingående källorna i modellen har först och främst mätdata använts.

- I Göta älv vid Lärjeholm görs regelbundet mätningar av *E. coli*-halter genom colifast-instrument³ och laboratorieanalyser av vattenprover
- GRYAB har genom mätningar en god uppfattning vilka halter *E. coli* som finns i utgående vatten från Ryaverket

Det finns inga mätningar av *E. coli* i de olika utsläppskällorna dagvatten, bräddvatten och åar. Här har istället schablonvärden för *E. coli* använts. I Tabell 3 visas vilka halter som använts i modelluppsättningarna.

Nedan beskrivs närmare, per typ av utsläppskälla, hur koncentrationerna som ansatts i modellen valts ut. Ansatta bakteriehalter i modellen är en källa till osäkerhet. Fokus bör därför inte ligga på de absoluta värden som ansatts utan storleksordningen på bakteriehalten.

Tabell 3 Ingående *E. coli*-halter i modellen. Halterna har hållits konstanta i båda modellsimuleringarna förutom för Göta älv där en medianhalt resp. tidsserie av mätdata har använts (Figur 14)

	Dagvatten	Brädd	Åar	ARV	Göta älv
<i>E. coli</i> (1/100ml)	10 000	150 000	260	100 000	30/tidsserie

BRÄDDNING

Inkommande koncentration *E. coli* till Ryaverket var enligt ref./6/ i medeltal 2 800 000 cfu/100 ml för *E. coli* samt 840 000 cfu/100 ml för IE. Då det bräddade ca 3 900 000 m³ varav ca 215 000 m³ var spillvatten innebär detta i genomsnitt en utspädningsgrad av det bräddade spillvattnet på 18.

Om man bortser från att inkommande flöde till Ryaverket (det analyserade vattnet) till viss del är utspätt så antas att koncentrationen *E. coli* i bräddat vatten i genomsnitt är 2 800 000/18=150 000 cfu/100 ml. Detta är inga exakta siffror och utspädningsgraden varierar mycket från bräddavlopp till bräddavlopp men det får anses ge en representativ bild av vilken koncentration som kan förväntas.

³ Colifast-instrument är indikativa och därmed osäkra jämfört med laboratorieanalyser.

DAGVATTEN

Koncentrationer för dagvatten hämtades från ref./7/. I denna studie har 10 000 *E. coli*/100 ml ansatts i dagvattnet.

ÅAR/VATTENDRAG

Koncentrationer för vattendrag hämtades också från ref./7/. I denna studie ansattes 260 *E. coli*/100 ml som bakgrundskoncentration i vattendragen.

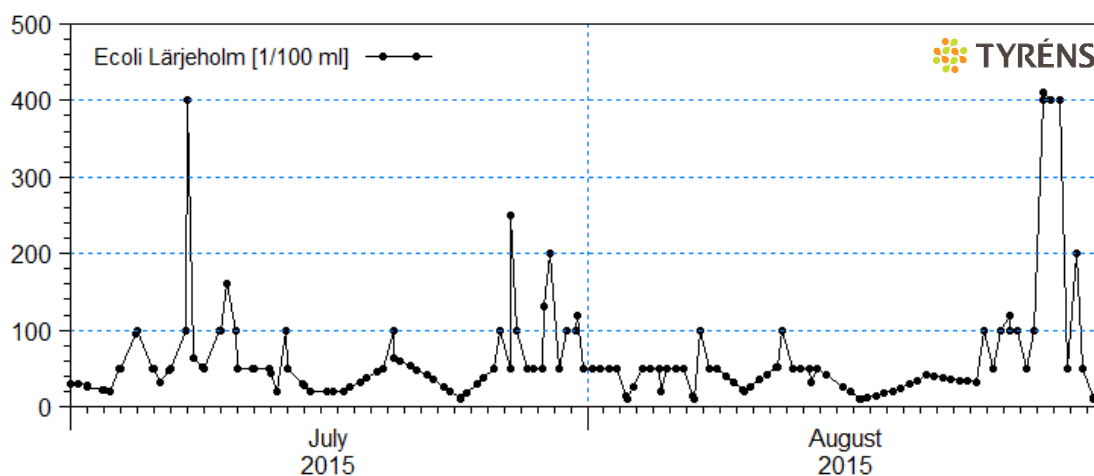
RYAVERKET

Koncentration från avloppsreningsverk hämtades från ref./6/. Enligt mätningar är medelkoncentration ut från avloppsreningsverket i medeltal 320 000 *E. coli*/100 ml. Eftersom spridningen i mätningar från avloppsreningsverk kan vara relativt stor ansattes 100 000 *E. coli*/100 ml i utgående vatten.

GÖTA ÄLV

För Göta älv har en tidsserie av *E. coli* från de mätningar som gjorts vid råvattenintaget använts för den långa modellsimuleringen, juli-augusti. Detta för att så långt som det är möjligt beskriva den påverkan från Göta älv under perioden och kunna göra statistiska analyser av modellresultaten.

I den andra modellsimuleringen, för perioden 23/7-10/8 där flödena är konstanta, har medianvärdet av *E. coli*-mätningarna vid Lärjeholm använts (för samma period). Medianvärdet för laboratorieanalysvärdena blev 30 *E. coli*/100 ml (colifast 50 *E. coli*/100 ml).



Figur 14 Sammanslagen och tolkad bild av colifastmätning och laboratorieanalys av *E. coli* vid råvattenintaget vid Lärjeholm.

4.6 NEDBRYTNINGSKOEFFICIENT FÖR *E. COLI*

I känslighetsanalysen av avdödning av bakterier (inaktivering) har värden från SVU-rapporten "Värdering av risker för en relativt opåverkad ytvattentäkt – modellering av Rådasjön med stöd av inaktiveringsstudier och mikrobiell källspårning", ref /3/, använts.

Inaktiveringskoefficienten som redovisas för augusti i tabell 4-2 i SVU-rapporten ($k=0.26/\text{dag}$) har använts i känslighetsanalysen.

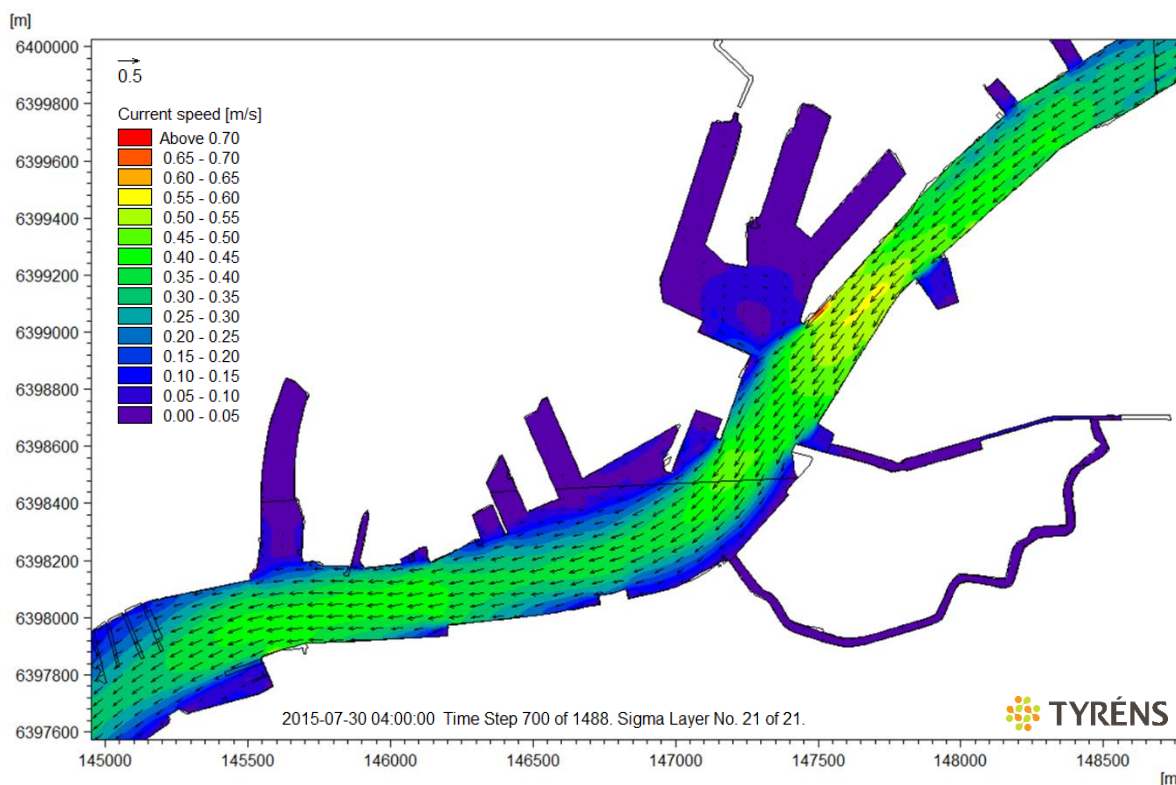
5 RESULTAT

5.1 STRÖMNINGSMODELL

5.1.1 STRÖMNINGSMÖNSTER

I Figur 15 och Figur 16 visas strömningsmönstret i älven vid ytan resp. 5-6 m djup för den 30/7. Vid detta tillfälle var flödet i älven stabilt runt 180 m³/s och vattenståndet på normala nivåer. Strömmönstret är ett exempel på en normalsituation där älvsflödet har en hastighet mellan 30-50 cm/s i ytan älvsfåran och en returström som är riktad uppströms på djupare nivåer.

I ett tvärsnitt vid Stenpiren (Figur 17) ser man tydligt det utåtriktade älvsflödet på 0-3 m djup och returströmmen under detta flöde. De högsta hastigheterna i returströmmen, den s.k. saltkilen, ligger mellan 5-10 cm/s.

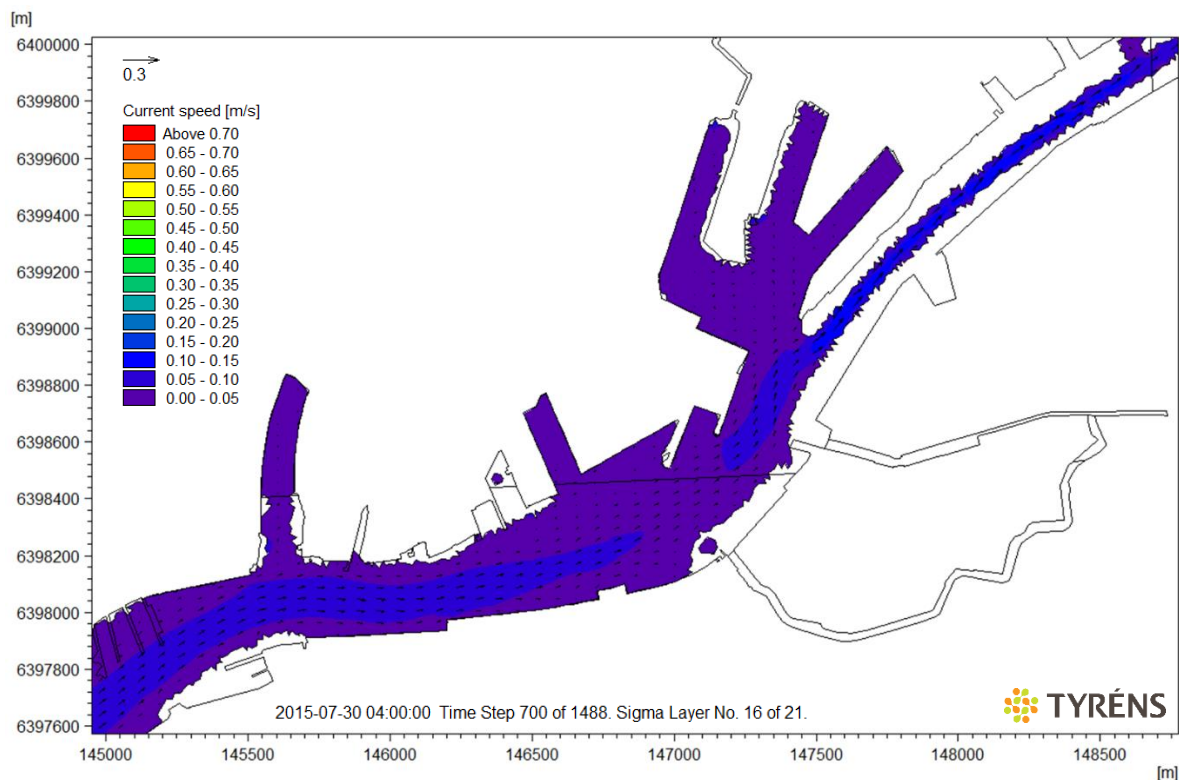


Figur 15 Strömmönster och vattenhastigheter i ytan vid en bestämd tidpunkt.

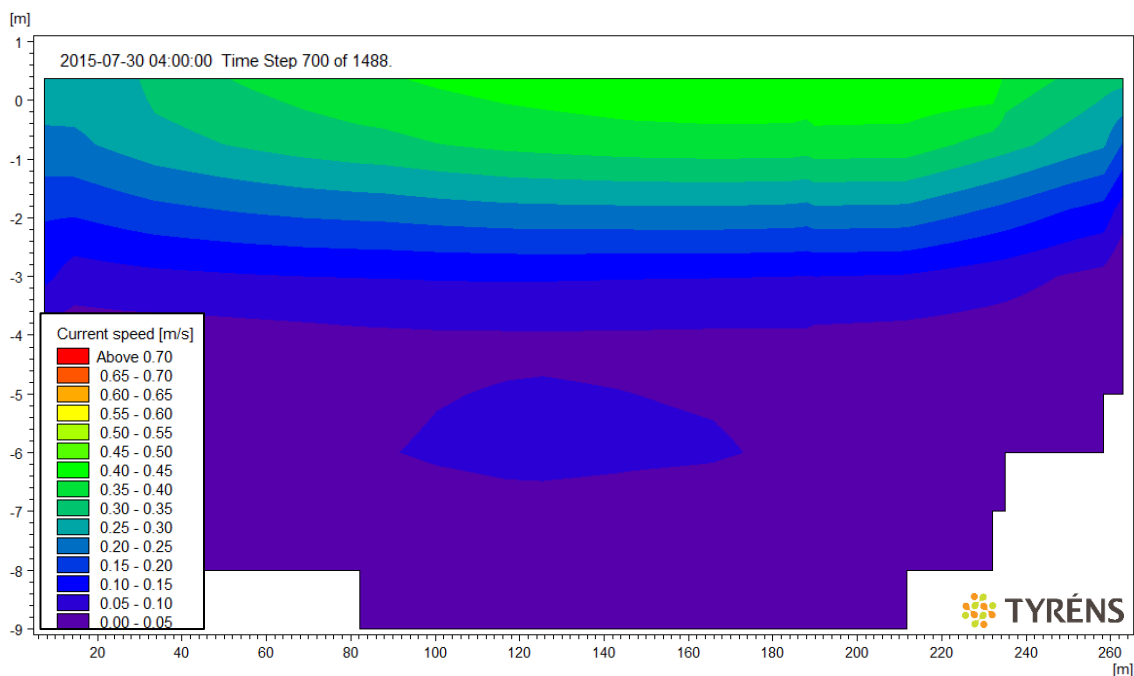
I ett längdsnitt från Tångudden till Marieholm kan man tydligt se den typiska saltkilen, se Figur 18. I det utflödande älvsvattnet blandas saltvatten in och ju längre ut mot havet man kommer desto saltare är ytvattnet.

Det finns i dagsläget nästan inga tillgängliga mätdata i det aktuella intresseområdet för att kunna validera eller kalibrera en hydrodynamisk modell på ett utförligt sätt. Erfarenheten från många liknande projekt i Göta älv är dock att modellens förmåga att korrekt beräkna hydrodynamik är god när det finns en bra beskrivning av randdata.

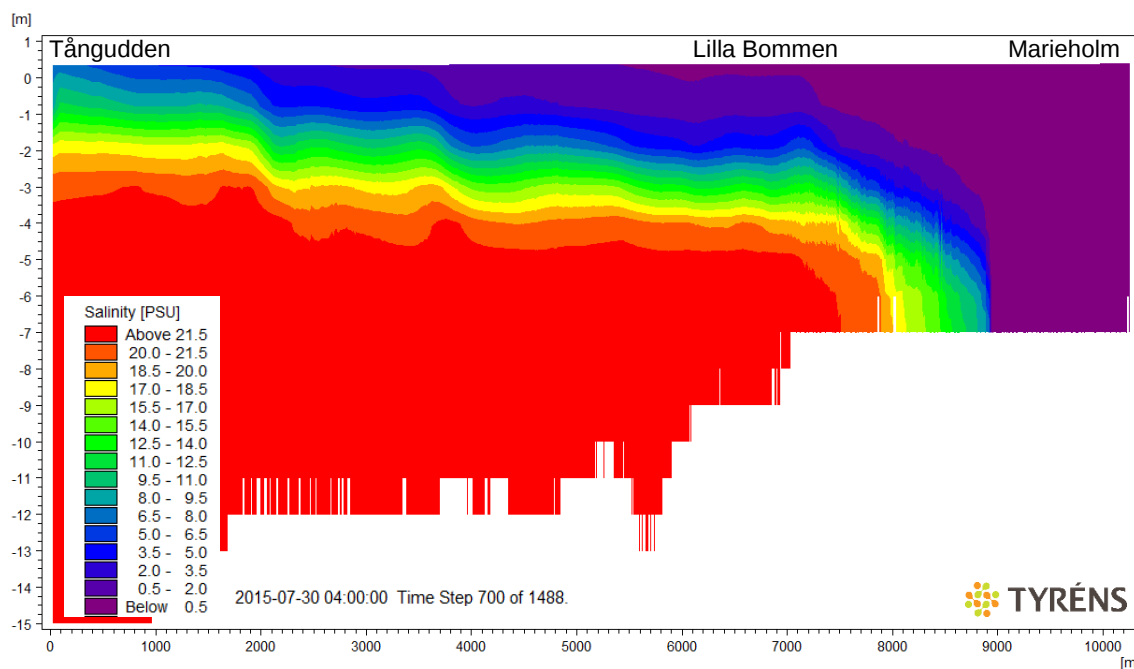
Den enda mätning som finns är från Älvsborgsbron den 3/8 där salt och temperatur har mätts på några djup. I Figur 19 visas en jämförelse mellan observerad och modellerad salthalt vid tidpunkten för provtagningen. Denna jämförelse visar att modellen på ett bra sätt fångar den skiktning som finns och därmed kan det antas att strömmarna inne i modellen också är representativa.



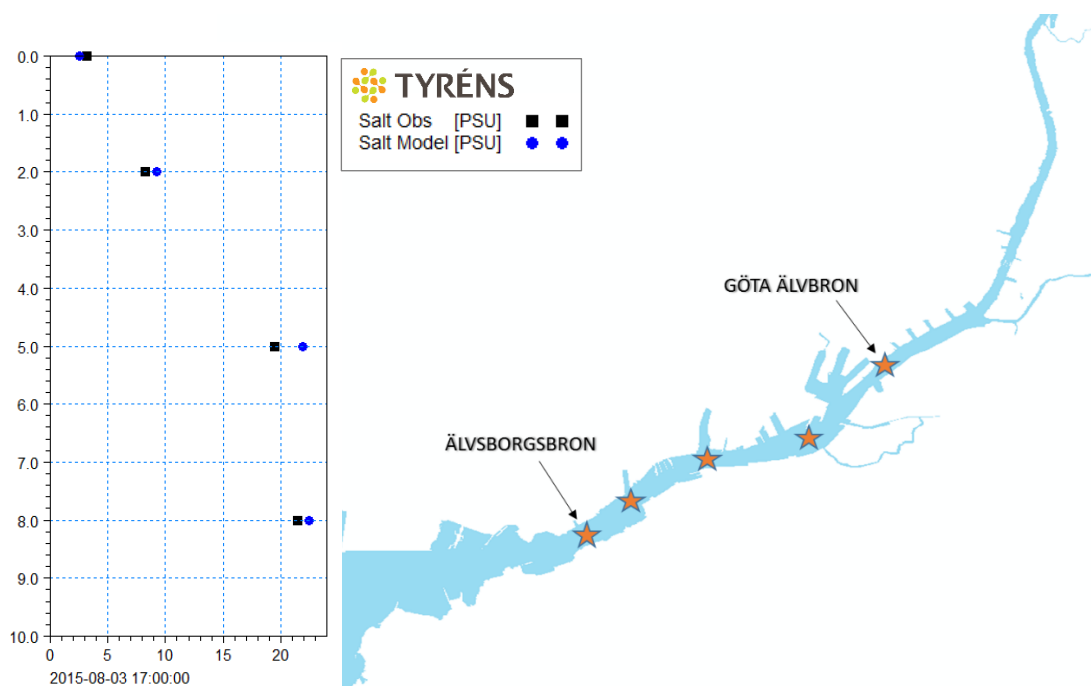
Figur 16 Strömmönster och vattenhastigheter på 5-6 m djup vid samma tidpunkt som i Figur 15. Observera att strömningsriktningen på detta djup är rikat uppströms.



Figur 17 Tvärsnitt av strömmen och vattenhastigheter i älven i höjd med Stenpiren. Returströmmen kan noteras på ca 5-6 m djup i mitten av tvärsnittet med en högre hastighet (mörkblå färg)



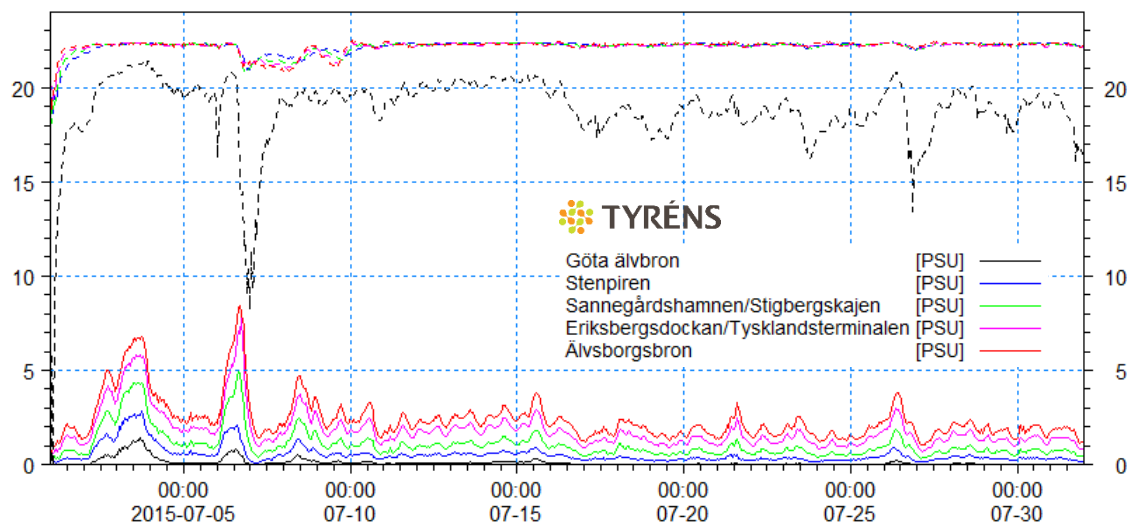
Figur 18 Profil av salthalt från Tångudden till Marieholm uppströms Säveån.



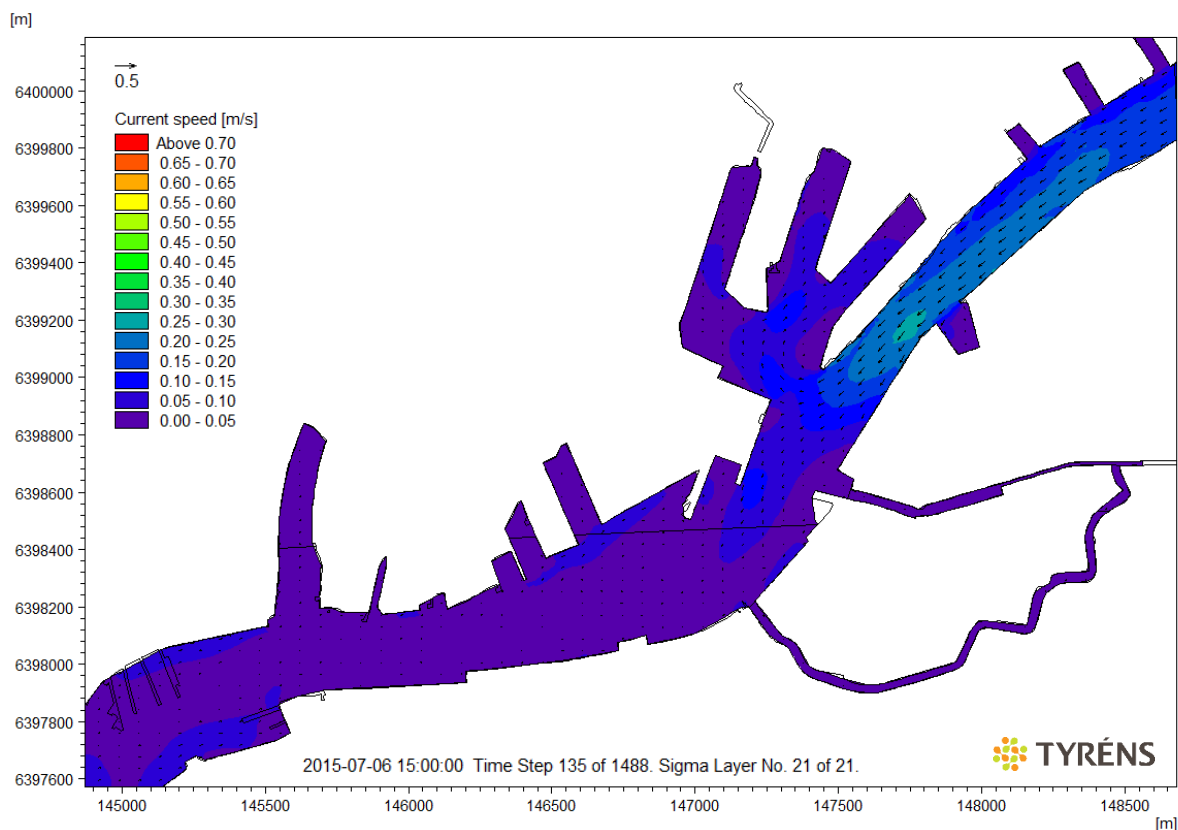
Figur 19 Jämförelse mellan modellerad salthalt och uppmätt vid Älvsborgsbron den 3/8. Stjärnorna i figuren markerar positionerna för tidsserierna i Figur 20.

Strömmönstret och saltskiktningen i älven är dynamisk och kan variera på korta tidsskalor. Variationer i vattenstånd, vindar och älvsflöde är de faktorer som påverkar strömmarna mest. I Figur 19 visas salthalten i ytan resp. på 5-6 m djup för hela perioden juli-augusti. I början av juli ökar salthalten i ytan. Detta beror på att flödet i älven minskar från 180 till 70 m³/s. Saltkilen ligger då högre upp i vattenmassan och når längre upp i älven. Därefter ökar flödet igen och saltvattnet trycks tillbaka. Runt den 6/7 kommer nästa händelse där flödet i älven minskar

samtidigt som ett lågtryck med starkare västvindar passerar. Detta leder till att älvsflödet stannar av tillfälligt då även vattenståndet stiger. Strömmönstret i ytan förändras då tillfälligt, se Figur 20, och saltskiktningen blir mer vertikal med älvsalten som når djupare vid Göta älvsbron och havsvatten som trycker på utifrån med högre salthalt i ytan i mynningsområdet som följd.



Figur 20 Modellerad salthalt vid ytan (heldragen linje) respektive på 5-6m (streckad linje) för juli.

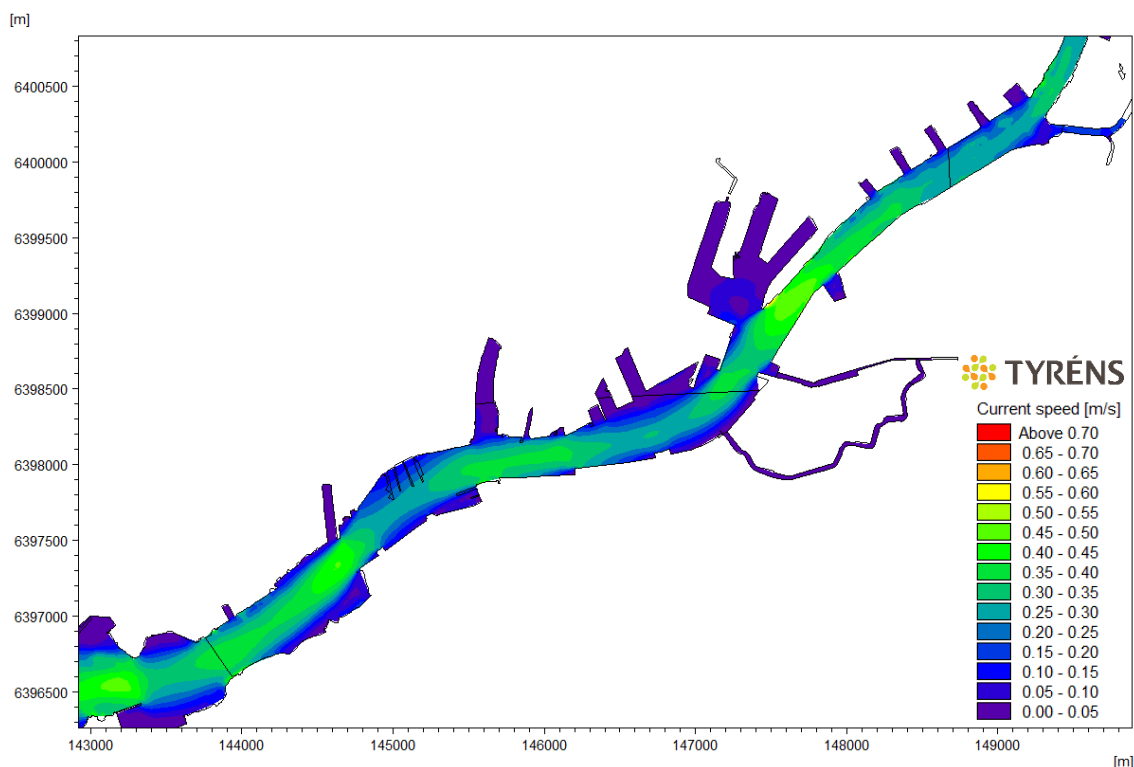


Figur 21 Strömmönster och vattenhastigheter i ytan 6/7 kl 15.

5.1.2 TRANSPORTTIDER

Hur snabbt lösta ämnen transporteras i älven styrs av vattenhastigheten. I mitten av älven är strömhastigheterna i ytan relativt höga. Generellt sett avtar strömhastigheterna ut mot sidorna av älvfåran men på vissa ställen där älven är relativt smal, som vid Stenpiren och Lilla bommen, kan strömhastigheten vara hög även vid älvkanterna.

I Figur 22 visas medelströmhastigheten för perioden juli-augusti. I medeltal ligger strömhastigheten i älven mellan 25-45 cm/s i mitten av älvfåran och i ytan. Med dessa hastigheter transporteras ytvattnet mellan 900 och 1600 m under loppet av en timma. På en timma kan därmed även en föroreningspuls transporteras en relativt lång sträcka. Som exempel är sträckan mellan broarna, Älvsborgsbron och Göta älvbron, ca 4 800 m. Transporttiden för denna sträcka blir då i medeltal ca 3-5 h, dvs en föroreningspuls transporteras från Göta älvbron till Älvsborgsbron på en tidsskala av några timmar.



Figur 22 Medelströmhastighet i ytan för perioden juli-augusti 2015.

I de bassänger som finns – som Frihamnen, Sannegårdshamnen, Eriksbergsdockan, m.fl. – samt Hamnkanalen, är transporttiderna längre. I alla dessa områden är medelströmhastigheten för juli-augusti 2015 runt 1-2 cm/s. Hamnkanalen, sträckan slussen vid Drottningtorget till utloppet i älven vid Rosenlund, är nästan 2 km lång. Med en medelhastighet på 1.5 cm/s är transporttiden här 37 h.

5.1.3 VATTENOMSÄTTNING

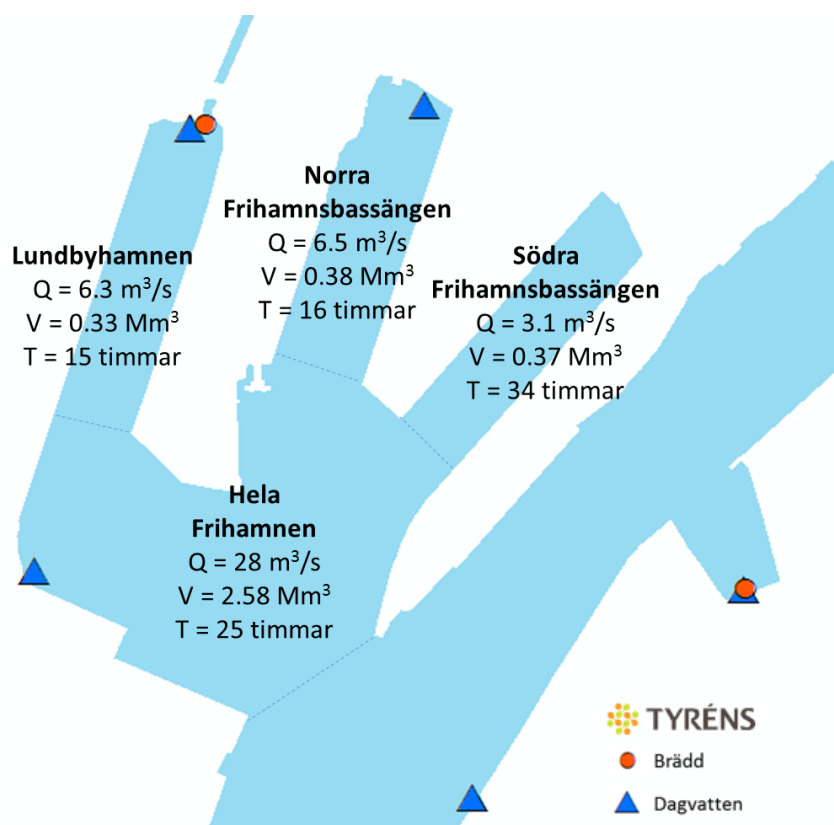
Vattenomsättningen i älvens huvudfåra är hög till följd av att älvflödet i princip alltid flödar utåt mot havet. Flödet kan vara större eller mindre men strömmar alltid genom älven och därmed uppnås snabba transporttider vilket visats i föregående kapitel. I de mer avgränsade områdena, som bassängerna och hamnkanalen, är cirkulationen mer varierande. Samma vatten kan snurra runt inne i en bassäng utan att för den sakens skull bytas ut. Därför blir den nominella omsättningstiden T här högre (lägre vattenomsättning) än i älvfåran.

I Figur 23 visas genomsnittliga vattenomsättningstider för Frihamnen beräknade med hjälp av strömningsmodellen för perioden juli-augusti 2015. Hela Frihamnens vattenvolym har en

genomsnittlig omsättningstid på drygt ett dygn, 25 timmar. I de inre delarna av Frihamnen kommer omsättningstiden att vara längre än 25 timmar och i den del som ligger närmast älven kommer omsättningstiden att vara kortare.

Omsättningstiden i Lundbyhamnen är ca 15 timmar. Här mynnar Kvillebäcken, en dagvattenpunkt och en bräddpunkt. Även Norra Frihamnsbassängen har en dagvattenpunkt längst in och har en genomsnittlig omsättningstid på ca 16 timmar.

Dessa tillflöden gör att Lundbyhamnen och Norra Frihamnsbassängen har en relativt högre omsättningstid än Södra Frihamnsbassängen. När sötvatten tillförs i ytan inne i bassängen skapas en returström av inåtgående vatten i djupare lager och omsättningstiden blir kortare.



Figur 23 Genomsnittliga vattenomsättningstider i Frihamnen. Beräknade från flöden perioden juli-augusti 2015.

För att beräkna vattenomsättningen i olika delar av Frihamnen relativt älven har vi använt oss av en metod som kallas CSTR (ref./2/). I Tabell 4 redovisas resultaten av beräkningarna för två olika djup och i två punkter respektive i de tre armarna i Frihamnen. I Lundbyhamnen och Norra Frihamnsbassängen är vattenomsättningstiden relativt älven runt 30 timmar, både i ytan och på 6 m djup.

I Södra Frihamnsbassängen är omsättningstiden i ytan jämförbar med de andra bassängerna, dock något lägre. På 6 m djup däremot är det drygt tre gånger så lång omsättningstid. Skillnaden beror på att denna bassäng inte har något tillskott av färskvatten i ytan som kan generera en returström i det salta vattnet på större djup.

Tabell 4 Omsättningstid i Frihamnsbassängerna relativt älven.

Bassäng	Position	Vattendjup [m]	
		1	6
		Tid (timmar)	
Lundbyhamnen	Inre	30	29
	Mitt	30	29
Norra Frihamnsbassängen	Inre	35	37
	Mitt	30	33
Södra Frihamnsbassängen	Inre	26	111
	Mitt	23	91

5.2 BADVATTENKVALITET

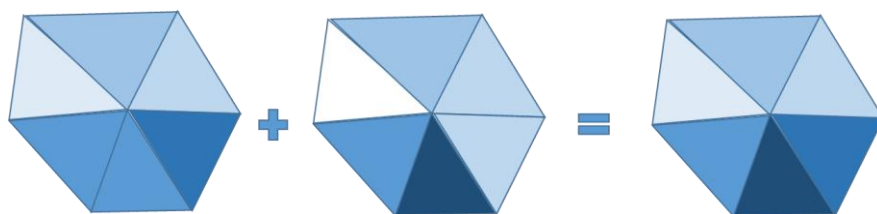
5.2.1 STATISTISK ANALYS AV RESULTAT

Resultaten från modellberäkningarna av *E. coli* är koncentrationer som varierar i tid och rum. För att på ett tydligt sätt åskådliggöra vilka koncentrationer som uppnås, bearbetas resultaten statistiskt. Tre typer av statistiska variabler har tagits fram för simuleringsperioden; den maximala koncentrationen *E. coli*, medelkoncentrationen och varaktigheten då en viss koncentration överskrids.

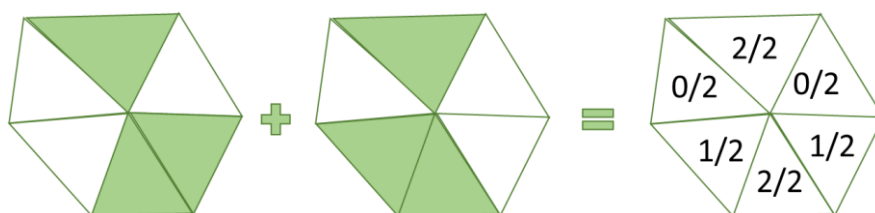
Den maximala koncentrationen beräknas genom att för varje cell välja ut den maximala koncentrationen under hela simuleringsperioden. Principen för att ta fram detta kan illustreras av Figur 24. Koncentrationerna under två tidssteg kombineras genom att det maximala värdet i varje beräkningscell sparas i en ny fil. När samma procedur utförs för alla tidssteg får man till slut en karta över de maximala koncentrationer som uppstått i samtliga beräkningsceller, oavsett när de inträffade under perioden. De maximala koncentrationer som visas i figurerna inträffar därmed inte nödvändigtvis samtidigt.

Medelvärde räknas ut genom tidsmedelvärdet av alla beräknade koncentrationer i en cell under den simulerade perioden.

För att kunna värdera påverkan på badvattenkvalitet beräknas varaktigheten då en viss koncentration överskrids. Detta ger ett mått på hur länge koncentrationen är över en viss nivå i olika områden. För varje beräkningscell beräknas under hur många tidssteg som koncentrationen överstiger gränsvärdet. Detta illustreras av Figur 25. Antalet tidssteg då gränsvärdet överskrids divideras sedan med det totala antalet tidssteg för perioden och resulterar i en varaktighet mellan 0 till 1 där 0.5 motsvarar 50 % av tiden, 1 motsvarar 100 % av tiden, osv.



Figur 24 Principen för beräkning av maximal koncentration. Mörkare färg representerar högre koncentration.



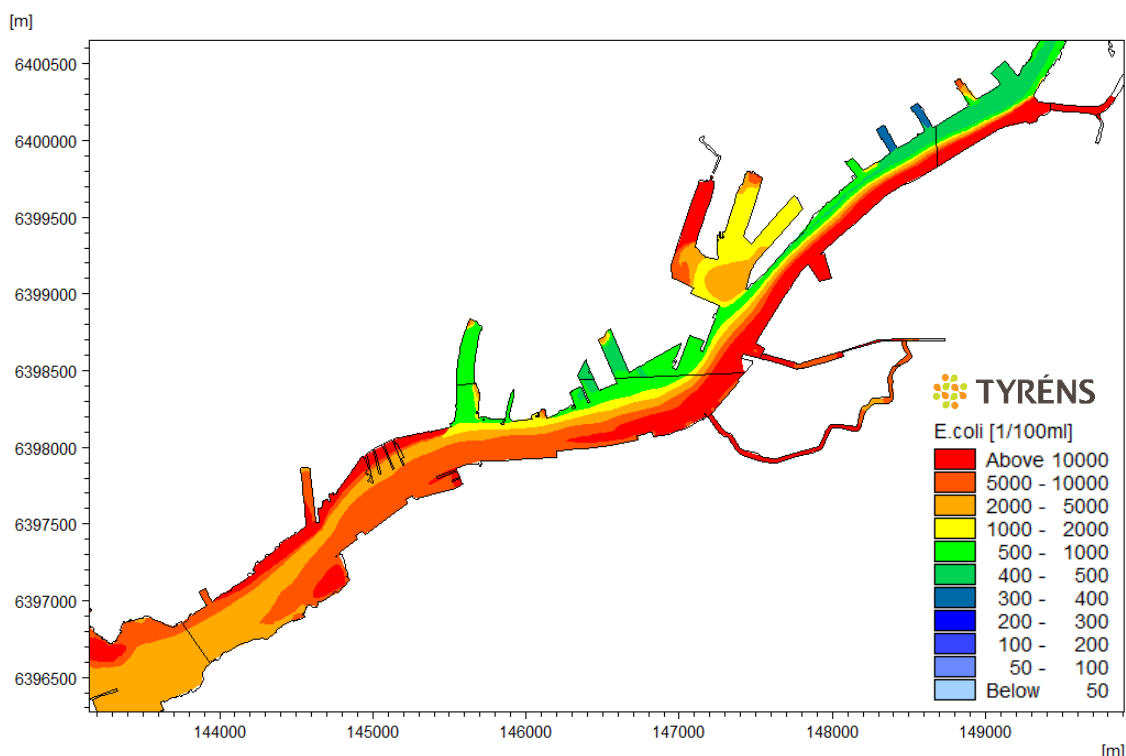
Figur 25 Principen för beräkning av varaktighet. Grön färg indikerar att den valda koncentrationsnivån överskridits.

5.2.2 *E. COLI*

I Figur 26-Figur 29 visas en statistisk analys av resultatet från modelleringen av *E. coli* för perioden juli-augusti 2015. Det är den sammanlagda *E. coli*-påverkan från alla källor i modellen som visas. Resultaten har också delats in i påverkan från respektive källtyp och dessa figurer visas i Bilaga 8.2 för jämförelse.

Figur 26 visar den maximala koncentration *E. coli* som kan uppstå på olika platser i älven. Här kan utläsas att södra älvstranden nedströms Sävåns mynning, inklusive hamnkanalerna, är starkt påverkad av de källor som mynnar just på den södra sidan. Högst koncentrationer uppkommer i samband med bräddning.

Norra älvstranden tycks påverkas mycket mindre av de utsläpp som sker på den södra sidan. Här finns också färre bräddpunkter än på södra sidan älven. I Lundbyhamnen finns en bräddpunkt och ett dagvattenutlopp som påverkar badvattenkvaliteten i hela Frihamnen. Generellt sett kan sägas att bassängerna på norra älvstranden påverkas mest av de lokala utsläpp som finns där.



Figur 26 Maximal koncentration *E. coli* för perioden juli-augusti 2015. Tidpunkten för när den maximala koncentrationen uppnås är inte densamma i hela modellen.

Figur 27 visar medelkoncentrationen *E. coli* för perioden juli-augusti 2015. Här kan utläsas var de största bakteriekällorna finns och var vattenomsättningen är låg i kombination med ett utsläpp. Lundbyhamnen och södra hamnkanalen har lokala utsläppspunkter som i kombination med relativt låg vattenomsättning innebär en större medelbelastning av *E. coli*. I Sävåns är det relativt hög vattenomsättning men här är källorna till bakteriehalter stora (flera bräddpunkter och dagvatten i direkt anslutning eller uppströms).

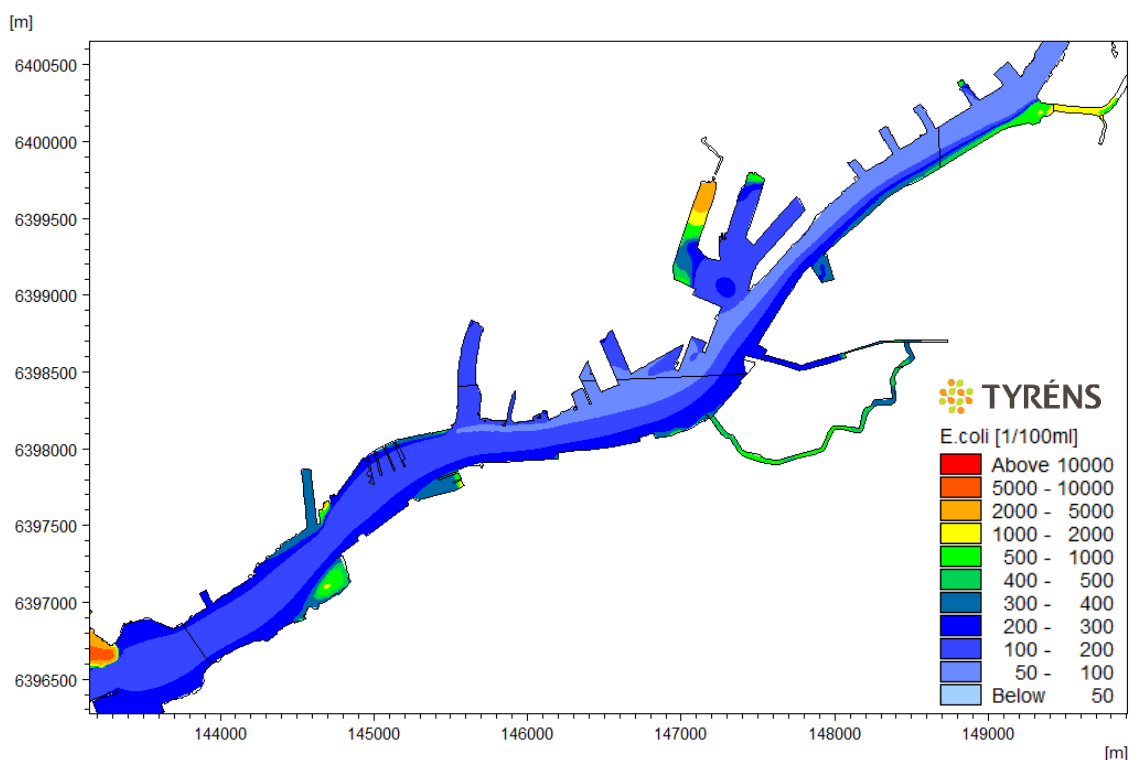
Generellt sett ligger medelhalten i älven mellan 50-300 *E. coli* /100 ml för den källbelastning och tidsperiod vi valt att titta på. Ryaverkets utsläpp av renat avloppsvatten syns tydlig i figuren. Detta vatten påverkar dock inte badvattenkvaliteten uppströms Älvsborgsbron eftersom vattnet i princip alltid transporteras utåt kusten med älvflödet.

Förutom maximala och medelkoncentrationer är det intressant ur badvattendirektivets perspektiv att ha en uppfattning om huruvida en förorening är kortvarig eller ej (ref/4/). I denna rapport har varaktigheten för att koncentrationen 100 resp. 1000 *E. coli*/100 ml överskrids beräknats (se Bilaga 8.3).

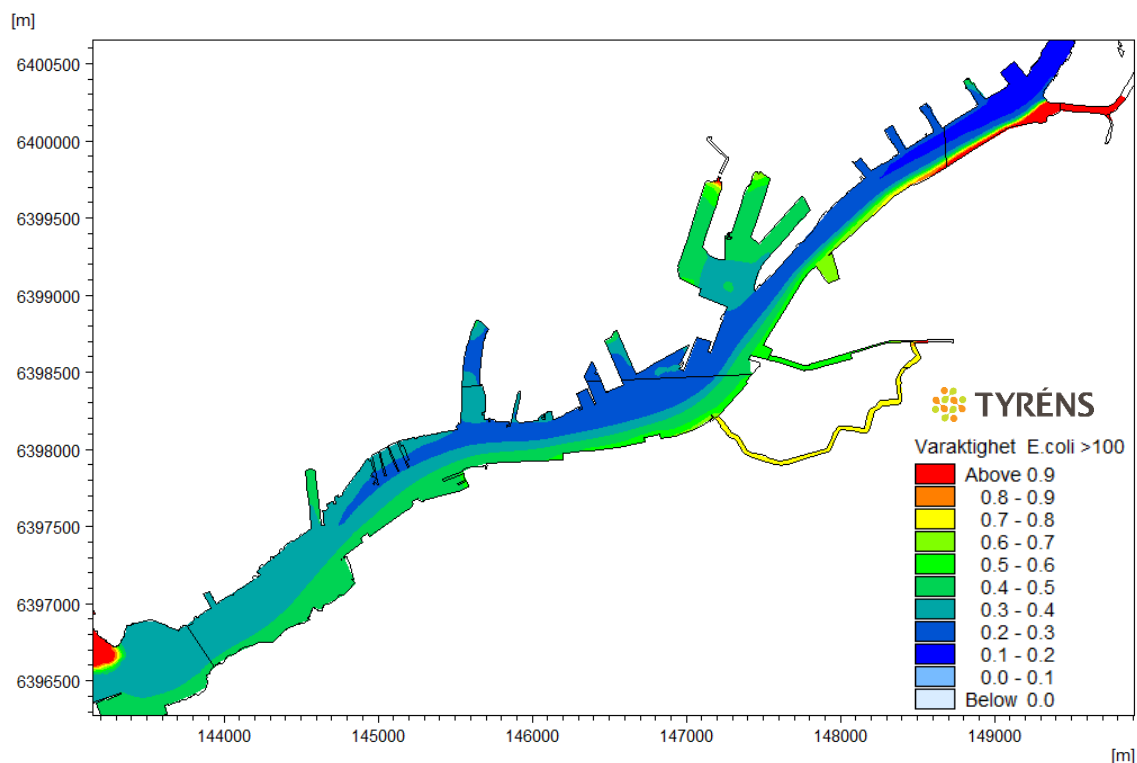
Varaktigheten för överskridande av de antagna gränsvärdena vid norra älvstranden är generellt sett lägre, 20-40% av tiden överskrids 100 *E. coli*/100 ml (se Figur 28) jämfört med 50-80% av tiden vid södra älvstranden. För högre halter, 1000 *E. coli*/100 ml eller mer (Figur 29), är

varaktigheten mycket lägre. I stora delar av älven är varaktigheten för *E. coli*-halter över 1000 mindre än 10%. I delar av Sannegårdshamnen är varaktigheten 0, dvs. halten här har inte nått upp i 1000 *E. coli*/100 ml under den studerade perioden.

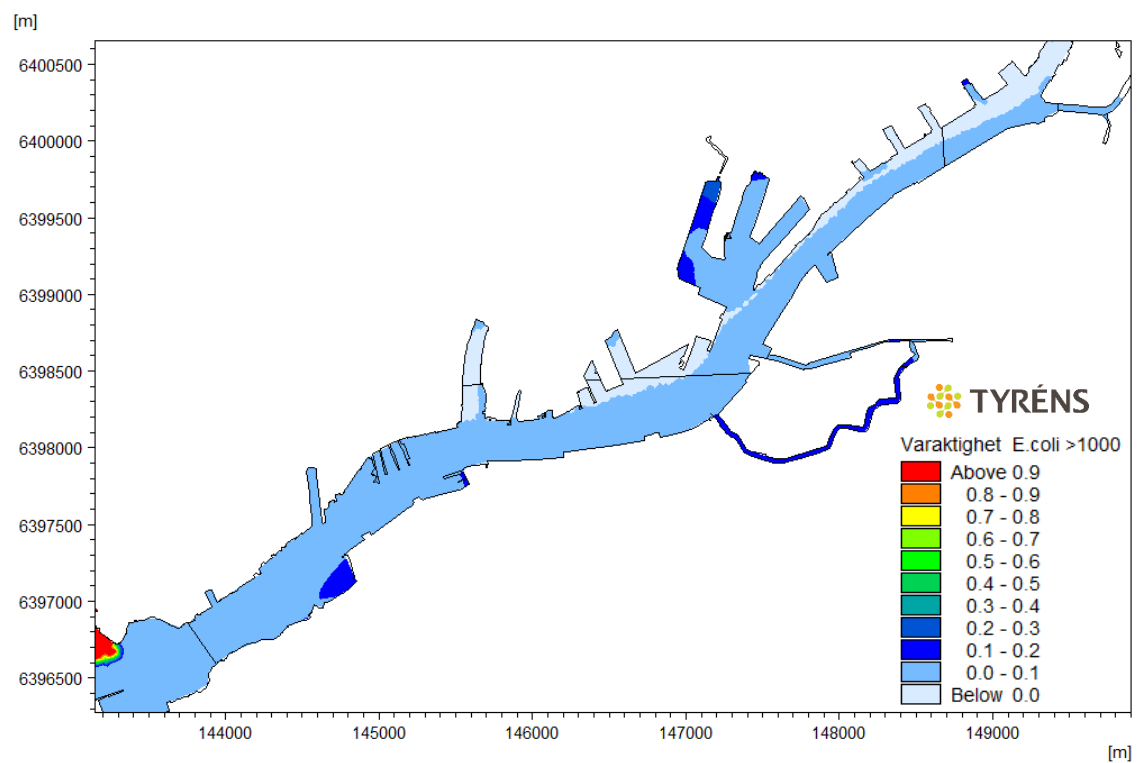
I Tabell 5 visas maximal resp. medelkoncentration *E. coli* (1/100ml) samt varaktighet för 100 resp. 1000 *E. coli* för de platser som ringats in i Figur 30. Platser på norra älvstranden är grönmärkade och platser på södra älvstranden är blåmärkade.



Figur 27 Medelkoncentration *E. coli* för perioden juli-augusti 2015.



Figur 28 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.



Figur 29 Varaktighet av E. coli-halter över 1000 cfu/100ml. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.



Figur 30 Platser för bad? Från ref /5/.

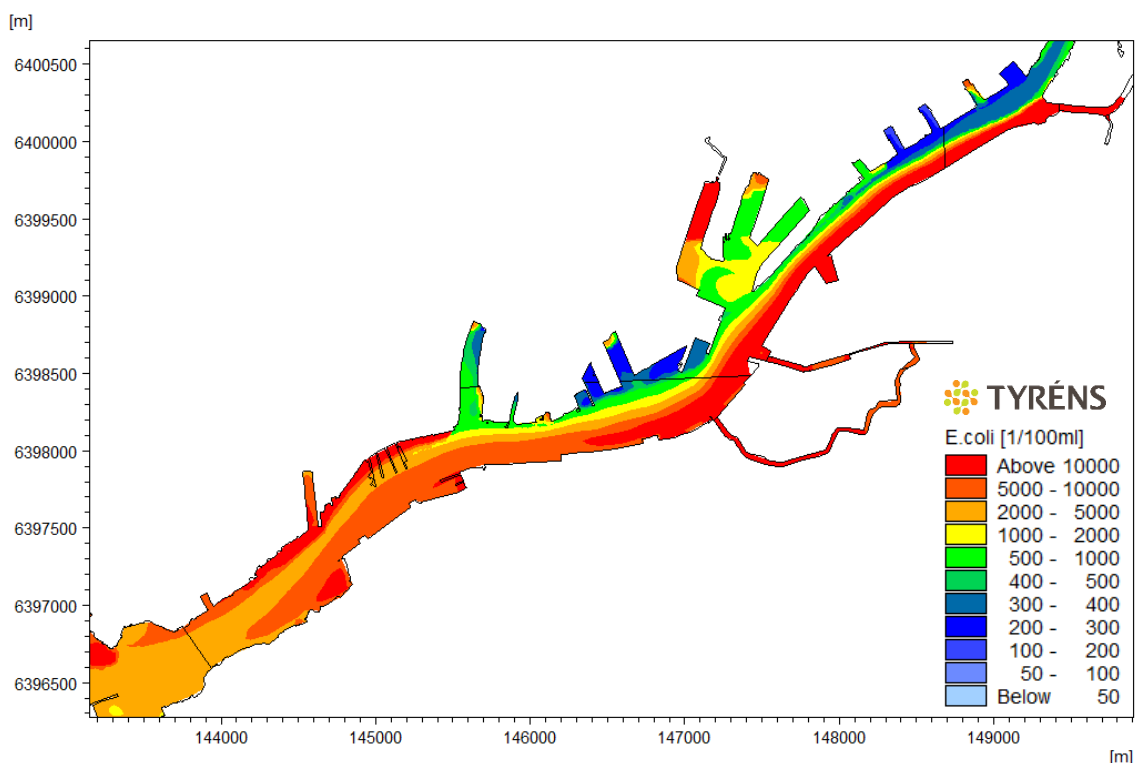
Tabell 5 Maximal resp. medelkoncentration samt varaktighet (procent av tid) för olika platser längs älven perioden juli-augusti. För karta se Figur 30. Enhet E. coli/100ml.

Plats	Maximal koncentration	Medelkoncentration	Varaktighet	
			>100	>1000
Sävåån	102 562	930	100	10
Gullbergsvass	36 287	316	65	4
Ringön	398	73	20	0
Lilla Bommens hamn	11 094	301	65	5
Norra Frihamnsbassängen	6 744	530	60	10
Skeppsbron	10 615	251	50	5
Hamnkanalen södra	44 840	499	75	15
Lindholmsdockan	465	108	30	0
Sannegårdshamnen inre	584	110	30	0
Sannegårdshamnen yttre	681	105	30	0
Eriksbergsdockan	5 628	332	50	5
Färjenäsparken	11 893	272	35	5
Klippan	4 794	262	45	5

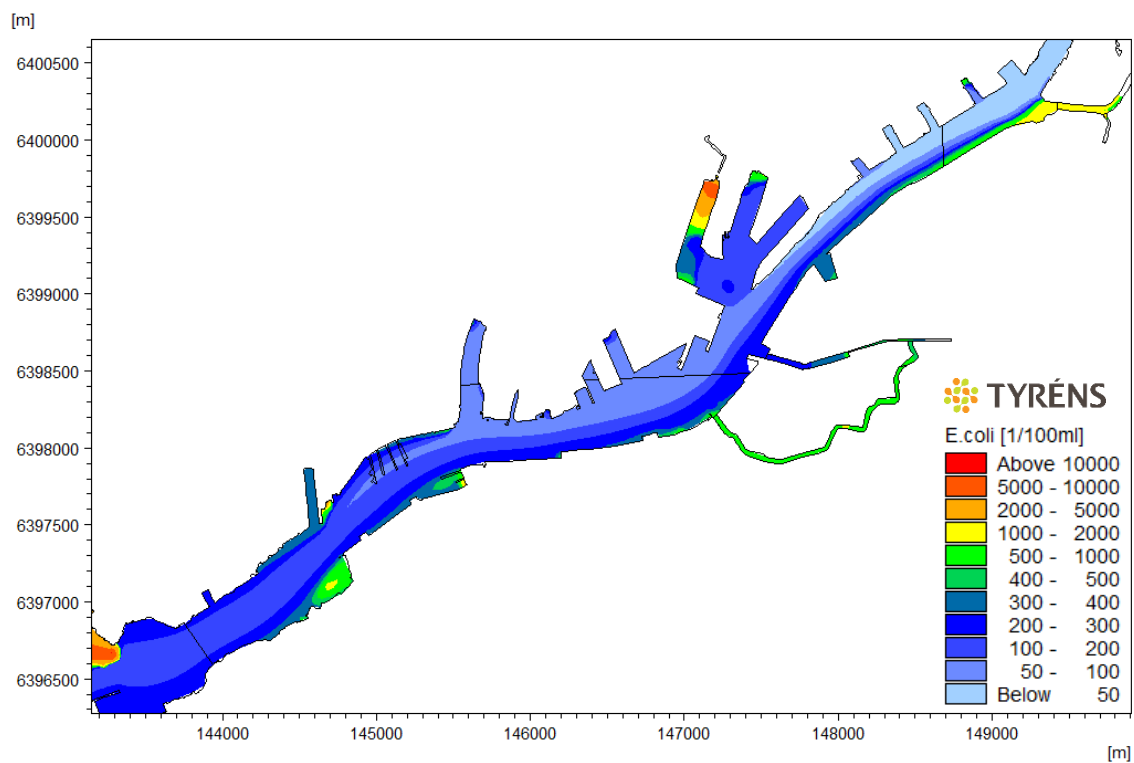
5.3 KÄNSLIGHETSANALYS

Som utgångspunkt för känslighetsanalyser används den andra modelluppsättningen med konstanta å-/älvflöden och bakteriehalter för perioden 23/7-10/8. I Figur 31 - Figur 32 visas en statistisk analys av resultatet från modelleringen av *E. coli* för perioden. Det är den sammanlagda *E. coli*-påverkan från alla källor i modellen som visas.

Jämfört med modellsimuleringen för hela juli-augusti (Figur 26 - Figur 27) är skillnaderna generellt små. Det faktum att den andra uppsättningen har lägre bakteriekoncentration i Göta älvs vatten (30 cfu/100 ml) jämfört med den första uppsättningen för hela juli-augusti och där både flöden och bakteriehalter i älven varierar (max 400 cfu/100 ml), syns på de maximala halterna vid norra älvstranden som inte är starkt påverkade av några lokala källor. I bassängerna mellan och inklusive Lindholmshamnen och Sannegårdshamnen, är de maximala bakteriekoncentrationerna lägre.



Figur 31 Maximal koncentration *E. coli* för perioden 23 juli -11 augusti 2015.



Figur 32 Medelkoncentration *E. coli* för perioden 23 juli -11 augusti 2015.

5.3.1 AVDÖDNING AV BAKTERIER

Modellering av bakteriehalter i älven, med och utan nedbrytningskoefficient, har genomförts för den andra modelluppsättningen med konstanta flöden i Göta älv och år samt en konstant bakteriehalt på Göta älvs vatten. Resultaten visas i Tabell 6.

Ju högre vattenomsättning desto mindre betydelse har nedbrytningen för bakteriekoncentrationen. I t.ex. Lindholmsdockan noteras den största skillnaden med 25 % mindre bakterier med nedbrytningskoefficient inkluderad i beräkningen. För absoluta bakteriehalter blir dock skillnaden inte speciellt stor; 258 resp. 191 *E. coli*/100 ml, vilket ligger inom osäkerhetsspannet för ansatt källkoncentration. Avdödningen av bakterier är därmed av underordnad betydelse för bakteriehalterna jämfört med andra osäkerhetsfaktorer såsom källkoncentrationer.

Tabell 6 Skillnad i maximal resp. medelkoncentration av *E. coli* vid ett antal platser längs älven för fallen med eller utan nedbrytning av bakterier.

Plats	Utan nedbrytning		Med nedbrytning		Skillnad	
	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel
Säveån	121 902	1 126	121 049	1 114	0.7%	1.0%
Gullbergsvass	34 952	359	34 340	350	1.8%	2.5%
Ringön	201	44	184	39	8.5%	11.9%
Lilla Bommens hamn	12 531	349	12 177	332	2.8%	4.7%
Norra Frihamnsbassängen	6 119	615	5 989	490	2.1%	20.3%
Skeppsbron	10 444	284	10 048	264	3.8%	7.1%
Hamnkanalen södra	42 059	893	39 860	725	5.2%	18.8%
Lindholmsdockan	258	88	191	58	25.9%	34.2%
Sannegårdshamnen inre	374	92	302	63	19.4%	31.6%
Sannegårdshamnen yttre	435	86	410	68	5.8%	21.3%
Eriksbergsdockan	5 782	384	5 253	310	9.1%	19.4%
Färjenäsparken	10 242	293	10 062	270	1.8%	7.7%
Klippan	4 938	304	4 568	272	7.5%	10.7%

5.3.2 FLÖDEN

Modellering av bakteriehalter i älven, för medelvattenföring 23/7-10/8 2015 resp. medellågvattenföring 1981-2010, har genomförts för den andra modelluppsättningen med konstanta flöden i Göta älv och år samt en konstant bakteriehalt på Göta älvs vatten. Resultaten visas i Tabell 7.

Då bakteriehalten i älven är låg, visar denna analys vilken påverkan älvflödet respektive lokala källor har på vattenomsättningen och därmed bakteriepåverkan. När flödet i älven och åarna är lågt får de lokala regnen generellt sett större påverkan på vattenkvaliteten. I exempelvis Lilla Bommens hamn blir vattenomsättningen lägre och bakteriehalterna här högre vid regn eftersom älven inte hjälper till att transportera och späda ut lika effektivt som vid högre flöden. Denna effekt blir också väldigt tydlig i Sannegårdshamnen.

Tabell 7 Skillnad i maximal resp. medelkoncentration av *E. coli* vid ett antal platser längs älven för fallen medelvattenföring 23/7-10/8 2015 och medellågvattenföring 1981-2010 (se Tabell 2).

Plats	MQ		MLQ	
	Max	Medel	Max	Medel
Säveån	121 902	1 126	104 100	1 681
Gullbergsvass	34 952	359	39 862	593
Ringön	201	44	374	60
Lilla Bommens hamn	12 531	349	17 818	551
Norra Frihamnsbassängen	6 119	615	5 563	601
Skeppsbron	10 444	284	17 839	434
Hamnkanalen södra	42 059	893	40 099	1 307
Lindholmsdockan	258	88	921	136
Sannegårdshamnen inre	374	92	2 442	204
Sannegårdshamnen yttre	435	86	2 992	178
Eriksbergsdockan	5 782	384	9 701	687
Färjenäsparken	10 242	293	13 591	514
Klippan	4 938	304	4 886	418

5.3.3 BAKTERIEHALTER

En förändring av bakteriehalten i en typkälla är direkt skalbar på resultaten för källtypen i fråga och från modelluppsättningen för 23/7-10/8 i denna rapport. Det innebär att om koncentrationen i dagvatten är 5 000 istället för 10 000 cfu/100ml så blir max- resp. medelkoncentrationen hälften så stor. Detta gör det relativt enkelt att värdera hur badvattenkvaliteten förändras vid rening av tex dagvatten av specifika källor.

I Tabell 8 visas ett exempel på hur de resulterade halterna blir då alla källkoncentrationer halveras. Observera att tabellen är ett exempel för totalhalten och inte gäller för en enskild källa.

Tabell 8 Skillnad i maximal resp. medelkoncentration av *E. coli* vid ett antal platser längs älven för fallen ursprunglig modellerad halt och halverade bakteriehalter i källor.

Plats	Ursprunglig halt		Halverade halter	
	Max	Medel	Max	Medel
Säveån	121 902	1 126	60 951	563
Gullbergsvass	34 952	359	17 476	180
Ringön	201	44	101	22
Lilla Bommens hamn	12 531	349	6 266	175
Norra Frihamnsbassängen	6 119	615	3 060	308
Skeppsbron	10 444	284	5 222	142
Hamnkanalen södra	42 059	893	21 030	447
Lindholmsdockan	258	88	129	44
Sannegårdshamnen inre	374	92	187	46
Sannegårdshamnen yttre	435	86	218	43
Eriksbergsdockan	5 782	384	2 891	192
Färjenäsparken	10 242	293	5 121	147
Klippan	4 938	304	2 469	152

6 SLUSATSER OCH DISKUSSION

MODELLERAD BADVATTENKVALITET

Resultaten från modelleringen av spridning och spädning av *E. coli*-bakterier visar på ett kvantitativt sätt vilka källorna till dålig badvattenkvalitet är. Med de ansatta källkoncentrationerna i denna rapport blir det tydligt att det är brädd- och dagvatten som främst ger upphov till otjänligt badvatten. Det är alltså främst lokala källor som påverkar badvattenkvaliteten negativt och källorna är regnrelaterade och intermittenta. Dagvattenflöden förekommer i princip alltid när det regnar medan bräddning mer sällan.

Den ansatta källkoncentrationen i Göta älv baseras på mätningar från Lärjeholm och ger en viss men inte heltäckande bild av vad som sker uppströms i älven. Detta eftersom mätningarna är för få i tiden. Halterna under perioden översteg inte 400 *E. coli*/100 ml och gav därmed inte upphov till något otjänligt badvatten. Vi vet dock väldigt lite om hur uppströms liggande källor påverkar Göta älvs vattenkvalitet och detta bör man därför försöka kvantifiera mer ingående.

De lokala utsläppskällorna påverkar främst i sitt närområde och nedströms detta. Strömningen i älven innebär att källor på södra älvstranden i princip inte påverkar badvattenkvaliteten på norra älvstranden och vice versa. Eftersom de största (och flesta) utsläppskällorna ligger just på den södra sidan älven är det här som badvattenkvaliteten oftast är sämst.

På norra älvstranden finns färre bräddpunkter och dagvattenutsläpp. Här beräknas också de lägsta maximala *E. coli*-halterna samt lägst varaktighet av halter motsvarande otjänligt med anmärkning, ca 20-40% av tiden. Detta innebär att 60-80% av tiden klassas badvattenkvaliteten som tjänlig i områdena med lägst halter.

Omsättningen av vatten är relativt hög i älven vilket innebär att föroreningar i älven, bortsett från bassängerna och hamnkanalerna, kan transporteras igenom centrala staden inom loppet av några timmar. Detta innebär att det finns perioder då badvattenkvaliteten kan vara god. I bassängerna på den norra älvstranden är det de lokala utsläppen som påverkar varaktigheten av höga *E. coli*-halter eftersom vattenomsättningen här är lägre än i älven. Om det inte fanns några utsläppskällor inne i bassängerna skulle bakteriehalterna här vara lägre och badvattenkvaliteten skulle oftare klassas som tjänlig.

Sammanfattningsvis ger modellresultaten en bra bild av vilka föroreningskällor man kan arbeta med, genom att rena eller flytta utsläppspunkten, för att på så vis skapa förutsättningar för badbart vatten med avseende på bakteriehalter. Lokala källor, även om de är små, kan innebära en stor påverkan på det direkta närområdet. Därför är det viktigt att säkerställa att det inte finns felkoppling av spillvatten som kan leda till små men kontinuerliga bakterieflöden.

JÄMFÖRELSE MED MÄTDATA

I studien *Fekala föroreningars påverkan på Badvattenkvaliteten i Göta älv 2004* (ref./1/) redovisas resultaten från mikrobiologiska undersökningar som genomfördes sommaren 2004. Generellt sett uppvisar mätningarna många likheter med modellresultaten i denna rapport; vattenkvaliteten behöver förbättras innan man kan anlägga badplatser med acceptabel badvattenkvalitet och att älvvattnet uppvisar en försämrad kvalitet i samband med eller efter regn.

Det finns också stora skillnader mellan resultaten från mätningarna 2004 och modellresultaten. Mätningarna visar att badvattenkvaliteten är sämre än vad modellresultaten i denna rapport visar. Mätningarna är dock få i tiden medan modellen visar beräknade bakteriehalter med en halvtimmas mellanrum. Detta gör att mätningar riskerar att inte fånga den dynamik som finns i systemet. Modellresultaten uppvisar också större spridning mellan lägsta och högsta koncentration jämfört med mätningarna vilket är rimligt eftersom man troligtvis fångar både toppar och dalar med mer högupplöst modellering än mätning vid enstaka tillfällen. Några mer konkreta jämförelser mellan mätdata och modellresultat är svår att göra då det rör sig om två olika tidsperioder med olika belastningar. Mätningarna är drygt 12 år gamla och det är rimligt att förutsätta att en hel del har hänt sedan dessa genomfördes; bräddflöden kan ha ändras och dagvattenpunkter och andra källor kan ha tillkommit eller försvunnit m.m.

FINNS DET PLATSER LÄMPLIGA FÖR BAD?

Modellresultaten visar att det finns platser som är mer eller mindre lämpliga att gå vidare med för att utreda framtida bad. En sammanvägning av utsläppskällor och förutsättningar för bra vattenutbyte är viktiga saker att värdera.

Hela norra älvstranden är i dagsläget mindre påverkat av lokala källor än vad den södra älvstranden är. Därför kan det vara enklast att börja med att utreda bad på denna sida älven. Både Sannegårdshamnen och Lindholmsdockan är områden där badvattenkvaliteten idag skulle kunna klassas som tjänlig eller tjänlig med anmärkning under sommaren.

I Frihamnen finns idag några större lokala källor som påverkar vattenkvaliteten negativt. Här är det idag sämre förutsättningar för tjänligt badvatten. I samband med att man exploaterar området och bygger nytt finns det dock alla möjligheter att väga in badvattenperspektivet och skapa dag- och bräddvattenlösningar som kan förbättra vattenkvaliteten avsevärt.

I princip är det så att alla bassängerna på Norra älvstranden med lite arbete och innovativa lösningar kan vara/bli möjliga att bada i ur ett badvattenkvalitetsperspektiv.

På södra älvstranden finns det fler utsläppskällor som påverkar badvattenkvaliteten negativt. Dessutom finns uppströmskällorna på många olika avstånd vilket innebär att föroreningspulser i samband med regn förskjuts i tiden. Därmed ökar varaktigheten av högre bakteriekoncentrationer. Vid Skeppsbron är badvattenkvaliteten enligt modellresultaten tjänlig med anmärkning 50-60% av tiden och otjänlig 6% av tiden. Detta innebär dock att 40-50 % av tiden är badvattenkvaliteten tjänlig utan anmärkning. Ju längre uppströms älven mot Sävåns mynning man rör sig desto högre blir bakteriehalterna.

HUR GÅ VIDARE FÖR ATT ARBETA MED BADVATTENKVALITET?

Resultaten från denna modellstudie ger ett bra underlag för att gå vidare och titta på vilka platser som kan lämpa sig för bad i framtiden och hur man kan gå tillväga för att förbättra förutsättningarna för badbart älvvatten. Här finns det framför allt två vägar att gå, parallellt eller var för sig, för att få till badbart vatten i älven;

1. Arbeta med källorna – rening och flytt av utsläppspunkter
2. Prognosticera tillfällena med badbart/icke badbart älvvatten.

ARBETA MED KÄLLORNA

Föroreningskällor som ligger uppströms Göteborgs Stad kan vara svåra att arbeta med konkret utifrån denna studie. Mätningar från Lärjeholm 2010-2015 visar dock att badvattenkvaliteten ca 80 % av tiden är tjänlig och resterande 20 % är tjänlig med anmärkning. Detta innebär att det borde finnas förutsättningar för bad i älven om man jobbar med de lokala källorna. Man bör dock försöka göra en värdering av stora och kända källor i Göta älv uppströms Göteborg. Även de större vattendragen Mölndalsån och Sävåån bör utredas mer m.a.p. på källor och bakteriehalter. Eftersom vattendrag är en transportör av föroreningar är denna stor källa till osäkerhet.

Lokala utsläpp kan vi påverka till viss del, dels genom rening och dels genom flytt av utsläppspunkt. Framför allt på norra älvstranden där förutsättningarna enligt denna rapport är bäst kan man jobba med omlokalisering av utsläpp och/eller rening. Störst effekt i områden med lägre vattenomsättning fås genom en flytt av dagvattenpunkterna. Med hjälp av den uppsatta modellen kan man pröva sig fram till lämpliga nya platser för utsläppspunkterna, lägga in reningseffekter och värdera dem kvantitativt och kvalitativt.

PROGNOSMODELL

Med hjälp av en prognos modell för bakteriehalter kan man beräkna när vattnet är badbart eller ej. Exakt hur en sådan modell skall utformas bör utredas vidare. Det finns flera vägar att gå. Dels kan man utgå från den modell som satts upp här och operationalisera den. Detta förutsätter att

man kan göra prognoser även för indata till modellen på ett bra sätt. Denna typ av prognosmodell finns idag uppsatt för Köpenhamns badplatser⁴.

Dels kan man, utifrån förståelsen om hur systemet fungerar baserat på denna modellstudie, sätta upp samband mellan icke badbart vatten och observationer av regn, bakteriehalter i Lärjeholm m.m. Det senare är mer av typen "nowcastsystem" än ett regelrätt prognosystem. Resultaten i denna rapport kan utgöra ett bra underlag för vidare studier kring lämpliga varningssystem och också testa olika scenarier.

Oavsett vilken typ av system man väljer att titta på är det viktigt att göra en bedömning av hur robust systemet är, vilka tidsaspekter finns och hur lång tid framåt kan man prognosticera badvattenkvalitet på ett tillförlitligt sätt.

KVANTITATIV MIKROBIOLOGISK RISKBEDÖMNING

För att bedöma den hälsomässiga effekten av fekal förorening för de som badar i centrala Göteborg skulle det behöva göras en mikrobiologisk riskbedömning utifrån patogener. Medan *E. coli* ger en indikation om (färska) fekal påverkan, är det närvaron och intagsmängden av patogener som avgör om badande individer skulle bli sjuka vid en badplats. Medan en hydrodynamisk modell kan visa hur olika utsläppskällor bidrar till *E. coli*, så skulle en kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA) kunna visa vilken infektionsrisk som respektive utsläppskälla bidrar med. Detta genom att ta hänsyn till infektionsnivåer i samhället (prevalens) antalet anslutna personer, flöde, utspädningsgrad och transporttid från respektive utsläppspunkt.

QMRA föreslås av WHO som en lämplig metod för att bedöma hälsorisker vid badplatser. Deras "Guidelines for safe recreational water environments" från 2003 innehåller två volymer, varav den första handlar om "Coastal and fresh water": Volume 1 - Coastal and fresh waters. År 2009 kom det ett tillägg till Volym 1, där användningen av en QMRA exemplifieras, se ref./8/. Med en QMRA-modell skulle inte bara riskerna med kontinuerliga punktutsläpp kunna bedömas. Även andra scenarier av fekal förorening skulle kunna analyseras, exempelvis avföring från badande barn eller spillning från sjöfåglar vid en badplats. Betydelsen av olika föroreningskällor avseende risk kan därmed bedömas, vilket kan vara värdefullt inför beslut om åtgärder. Göteborgs stad har tidigare antagit ett gränsvärde för acceptabel infektionsrisk för dricksvattnet (1/10 000 invånare och år), och en QMRA skulle på detta sätt kunna ange en infektionsrisk även för badvatten att förhålla sig till.

MÄTPROGRAM FÖR INDIKATORBAKTERIER I ÄLV

Under sommaren 2016 genomföres en intensivmätning av bakteriehalter på två platser i älven. Syftet var att få en bild av vilka *E. coli*-halter som man fick i älven i samband med och efter ett regn. Ett PM togs fram inför mätningen, *PM - Mätning bakteriehalter sommaren 2016*, där mätplatser och mätfrekvens definierades. En sammanställning av mätresultaten finns i Bilaga 8.4. Resultaten från mätningen har inte analyserats i detalj men bakteriehalterna uppvisade inga tydliga mönster kopplade till nederbörd.

Erfarenheten från mätningen är dock att det är svårt att fånga toppar i bakteriehalter och att resultaten är beroende av hur det har regnat dagarna innan mättillfället. För att kunna utreda badvattenfrågan med ett tydligare resultat skulle det vara värdefullt att göra ett mer omfattande mätprogram tillsammans med en modellering för mätperioden. På så sätt skulle man kunna göra en slags validering av modellresultaten. Eftersom det är bakteriehalterna i källorna som är den stora osäkerhetsfaktorn här är det viktigaste att jämföra uppmätta variationer mellan mätningar och modell. Även mätning under en längre torrperiod är önskvärt för att säkerställa att inga andra bakteriekällor finns mellan regnhändelser.

Ett mer omfattande mätprogram skulle därför innebära mätning av bakterier under t.ex. en hel sommarmånad. Rent praktiskt skulle mätning kunna ske på ett antal utvalda platser med en så hög mätfrekvens som möjligt. Önskvärt vore mätningar varje timma men eftersom detta i princip

⁴ <http://newkbh.badevand.dk/>

är ogenomförbart med hänsyn till personal och kostnad kan följande upplägg vara en rimlig start:

- Mätning morgon och kväll under en dryg månad.
- Intensivmätning varje timma (dagtid) under en sammanhängande period av några dygn.
- Extramätning varje timma i samband med ett större regn om man lyckas fånga detta under perioden.
- Mätning sker på minst 4 olika platser där framtida bad skulle kunna komma ifråga. Platserna bör skilja sig åt baserat på vilka utsläppskällor som påverkar. Lämpligt skulle kunna vara två på norra älvstranden och två på den södra.
- Samtidigt som mätningen pågår vore det önskvärt att man genomförde mätning av bakteriehalter vid råvattentaget med samma mätfrekvens.
- Eventuellt kan fler djup än bara ytan provtas. Sannolikt minskar bakteriehalterna med djupet i älven.

Syftet med upplägget är att försöka fånga de variationer som finns i bakteriehalter, både över en längre tidsperiod (månad) och lite snabbare variationer (timma). Dessutom försöka fånga toppar och hur snabbt de klingar av i samband med en regnhändelse och halter under torrperioder.

Med hjälp av modellen kan man sedan beräkna hela mätperioden och försöka få fram ett samband mellan modell och mätresultat.

HANDLINGSPLAN

För att Kretslopp och Vatten skall kunna reducera negativ påverkan på badbarheten i Göta älv ligger denna rapport till grund för en handlingsplan framöver. Det är svårt att angripa badvattenkvaliteten generellt i älven mellan broarna eftersom källorna är många. Vi föreslår därför att man börjar med att jobba mer platsspecifikt.

1. Bestäm ett antal platser som man vill jobba vidare med utifrån ett badperspektiv – vilka som är lämpliga kan man diskutera utifrån resultaten i denna rapport.
2. Lista källorna till negativ påverkan
3. Göra en värdering med hjälp av modell vilken åtgärd som ger bäst effekt och vad som är rimligt, t.ex. flytt eller rening.

7 REFERENSER

- /1/ *Fekala föroreningars påverkan på badvattenkvaliteten i Göta älv 2004*. Göteborgs VA-verk 2005.
- /2/ *A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales*. Limnol. Oceanogr., 47(5), 2002, 1545–1553.
- /3/ *Värdering av risker för en relativt opåverkad ytvattentäkt – modellering av Rådasjön med stöd av inaktiveringsstudier och mikrobiell källspårning*. SVU Rapport 2011-18.
- /4/ *Vägledning kring EU-bad, version 10*. Havs- och Vattenmyndigheten, 2016-05-12.
- /5/ *Bada mitt i stan*. Slutrapport 2013-11-15, Älvstranden Utveckling AB.
- /6/ *Förekomst och reduktion av sjukdomsframkallande virus och bakterier på avloppsreningsverk*. (The 11th Nordic Wastewater Conference, Odense, November 2009; Ann Mattsson mfl).
- /7/ *Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status*. SVU rapport 2011-08.
- /8/ *Guidelines for safe recreational environments. Addendum to volume 1 - List of agreed updates*. WHO 2009.

8 BILAGOR

8.1 UNDERLAG FÖR VAL AV SIMULERINGSPERIOD

Underlag från Kretslopp och Vatten för val av lämplig simuleringsperiod.

NEDERBÖRD

Årsnederbörd 2015:

Lilla Bommens nederbördsräknare: 867 mm

Barlastplatsens nederbördsräknare: 907 mm

Sommarmånaderna (juni-aug):

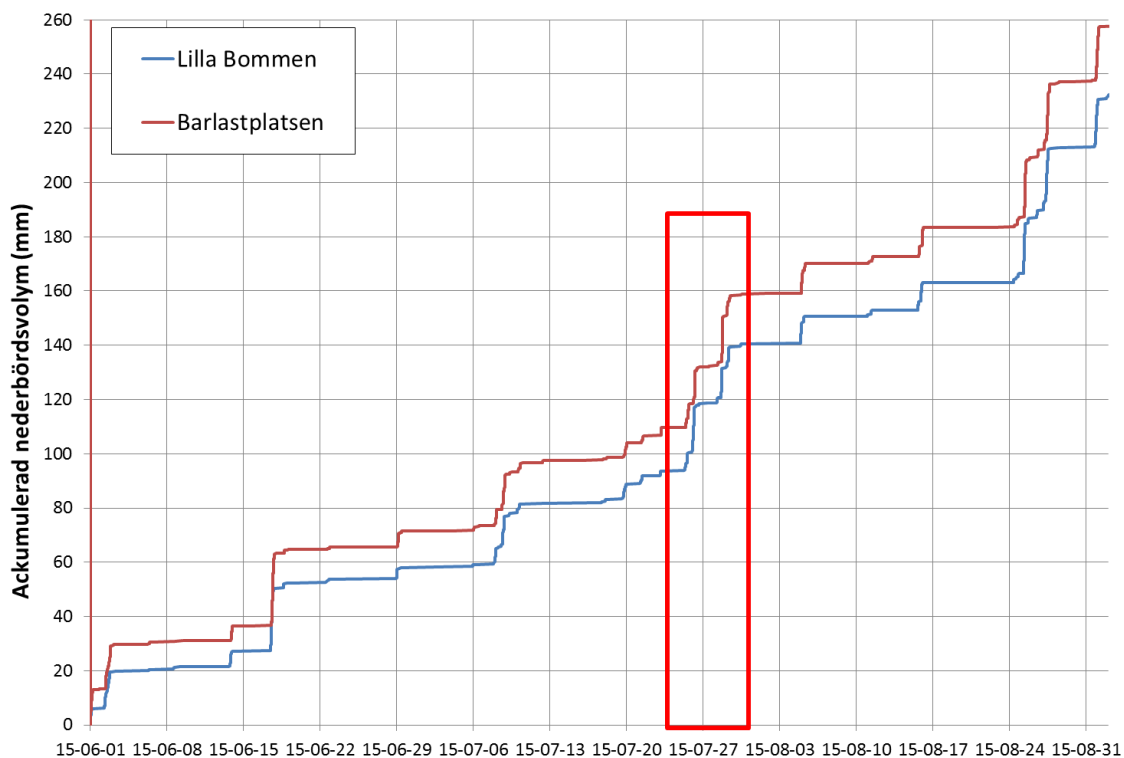
Lilla Bommens nederbördsräknare: 231 mm (27% av årsnederbörd)

Barlastplatsens nederbördsräknare: 258 mm (29% av årsnederbörd)

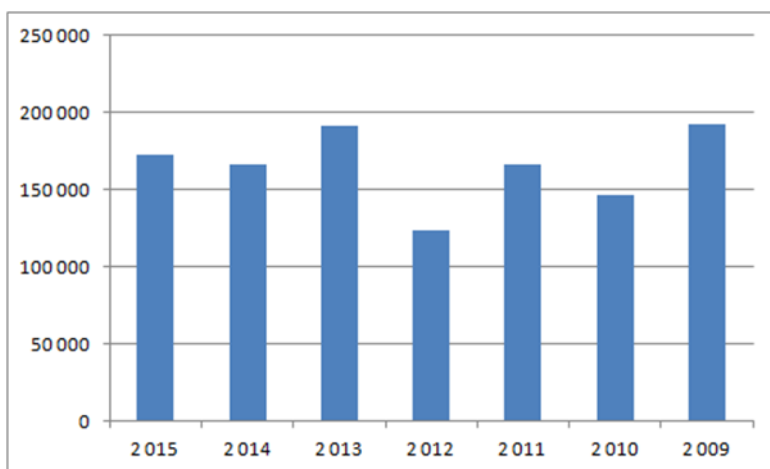
Markerad vecka i figur nedan:

Lilla Bommens nederbördsräknare: 47 mm (20% av sommarnederbörd; 5% av årsnederbörd)

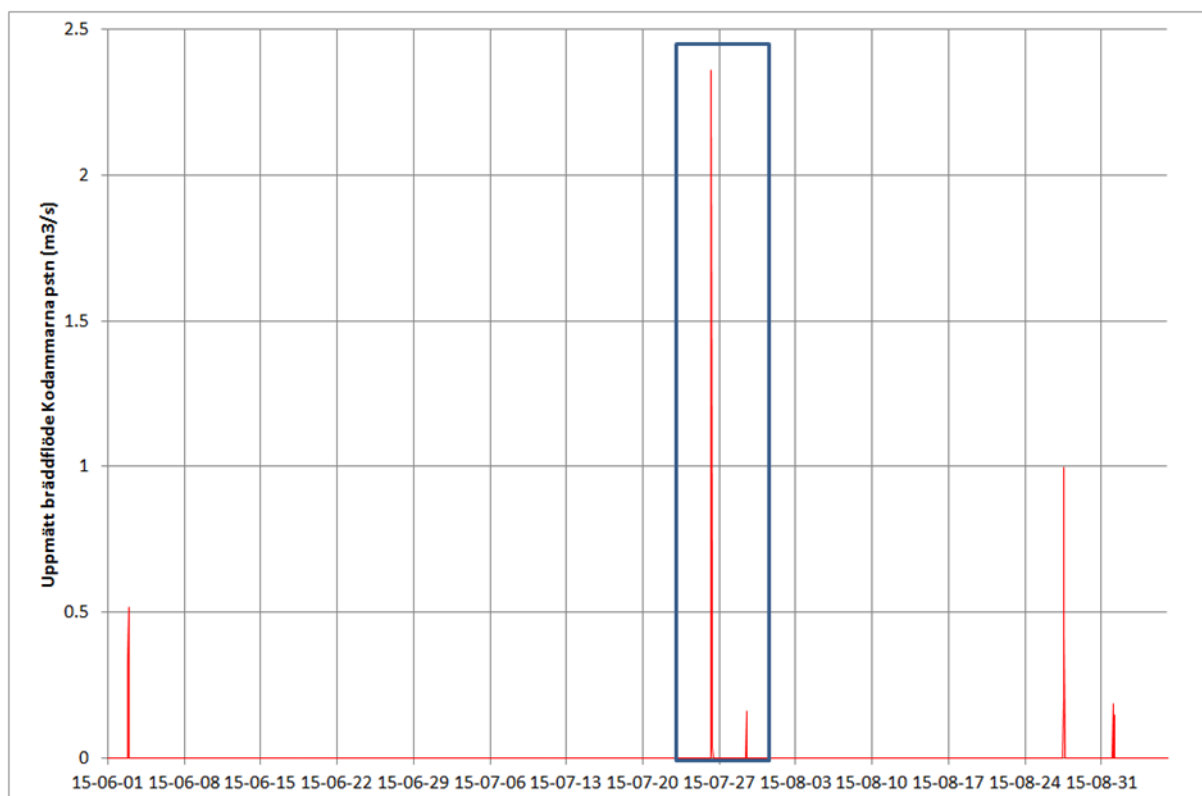
Barlastplatsens nederbördsräknare: 51 mm (20% av sommarnederbörd; 6% årsnederbörd)



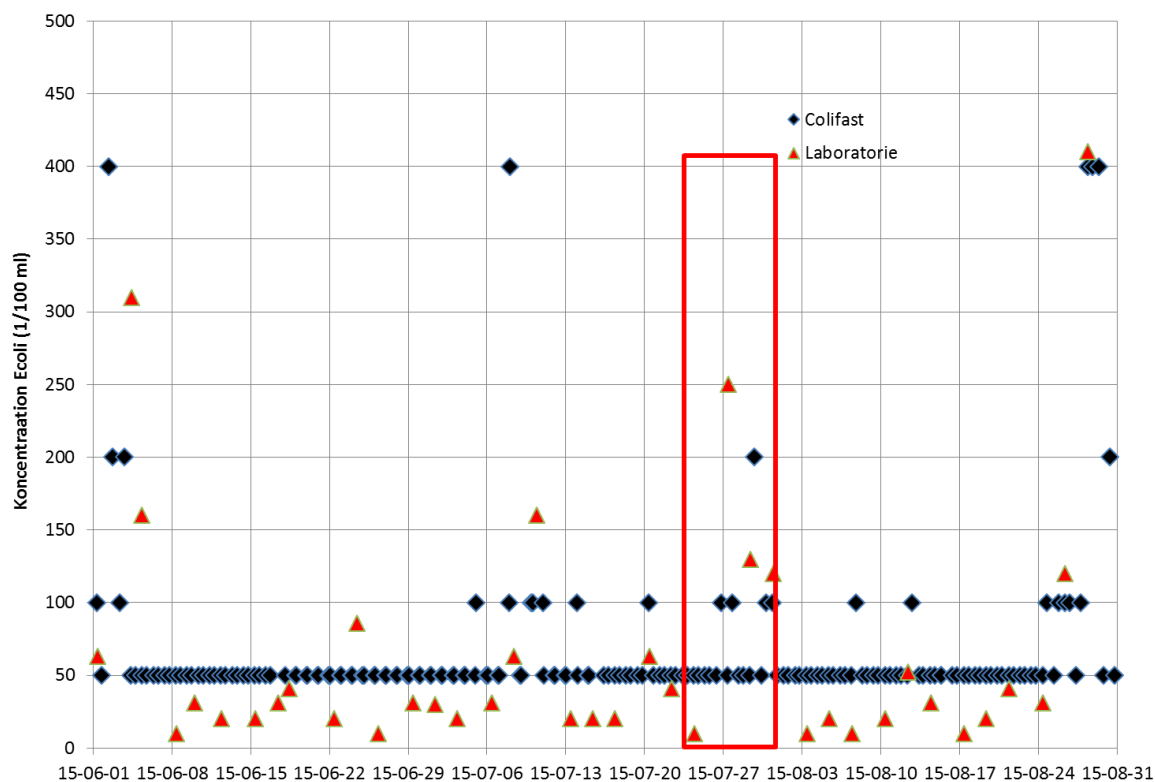
Figur 33 Ackumulerad nederbördsvolym vid Lilla Bommen och Barlastplatsen juni-augusti 2015.



Figur 34 Bräddad volym spillvatten till recipient (m³/år)



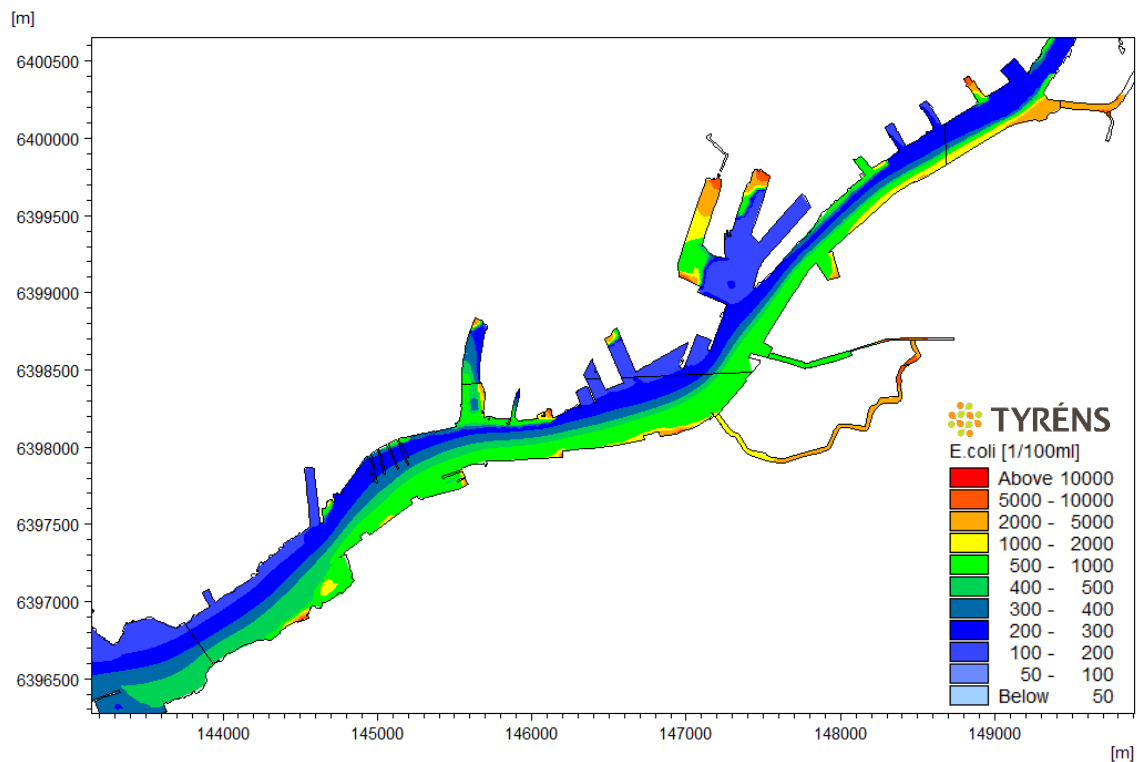
Figur 35 Uppmätt bräddflöde från Kodammarnas pumpstation. Blåmarkerat område är samma tidsperiod som i Figur 33.



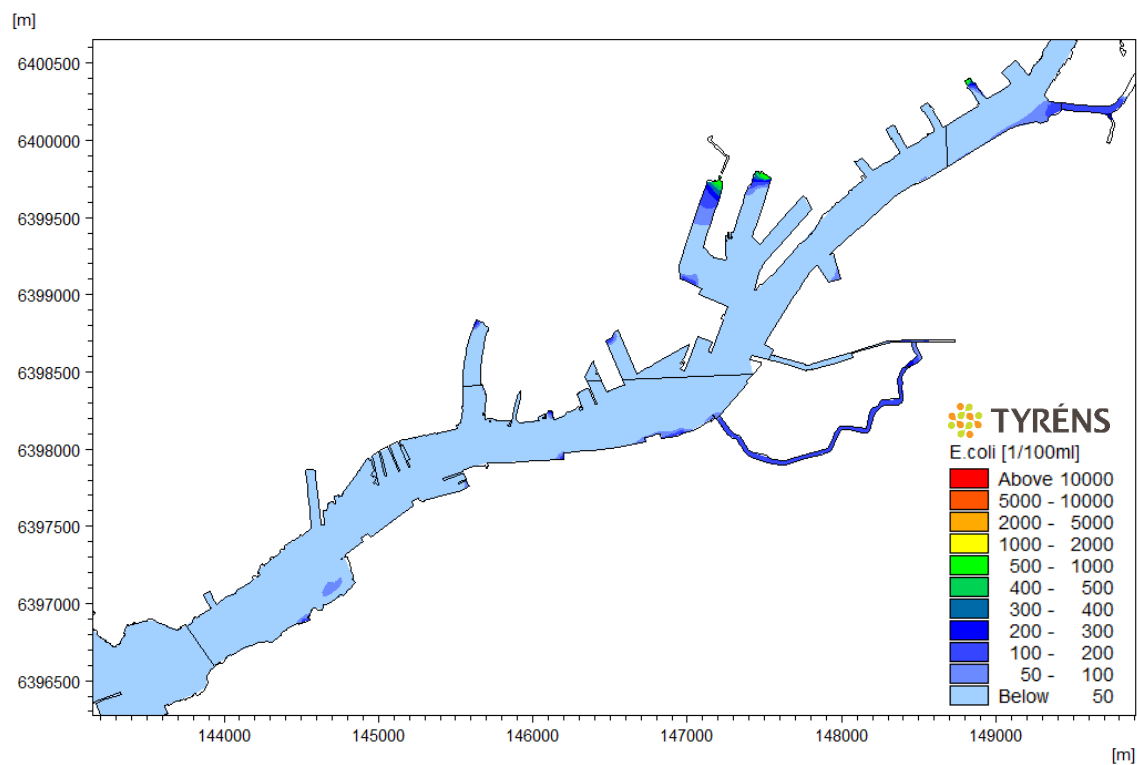
Figur 36 *E. coli* mätningar vid Lärjeholm, råvattenintaget. Colifastinstrument och laboratorieanalyser. Rödmarkerat område visar samma tidsperiod som i Figur 33 och Figur 35.

8.2 BADVATTENKVALITET FIGURER

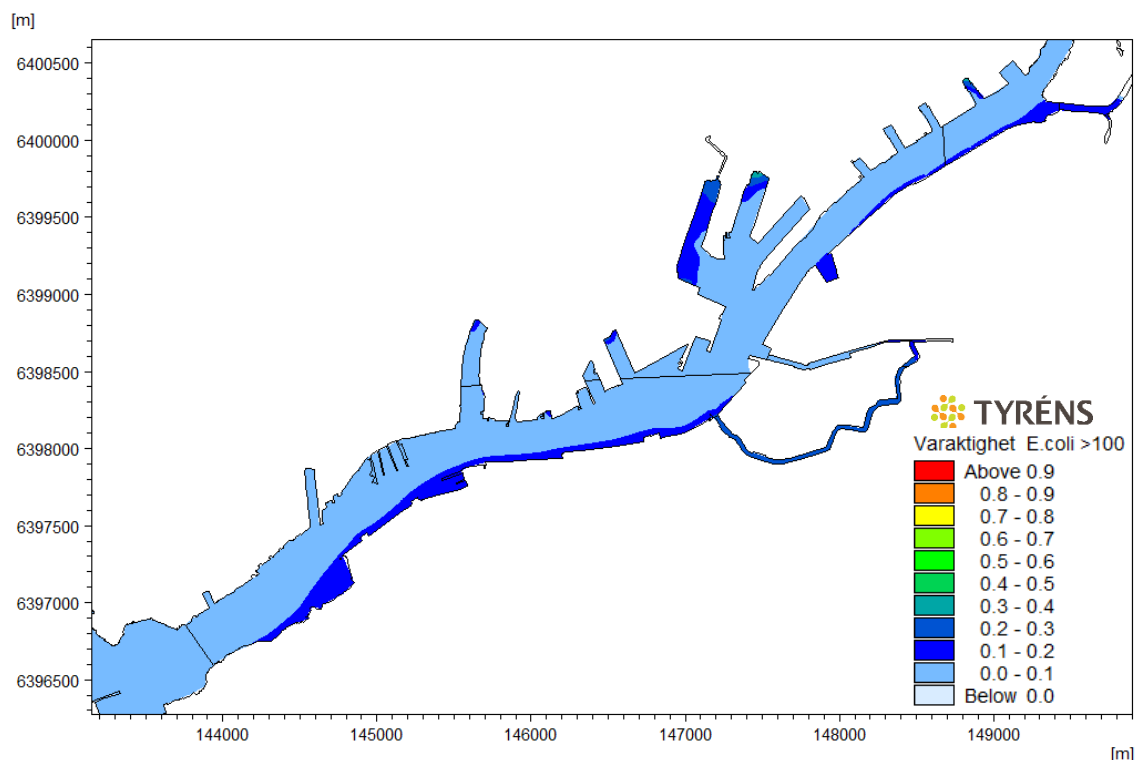
8.2.1 DAGVATTEN



Figur 37 Maximal koncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från dagvattenpunkter.

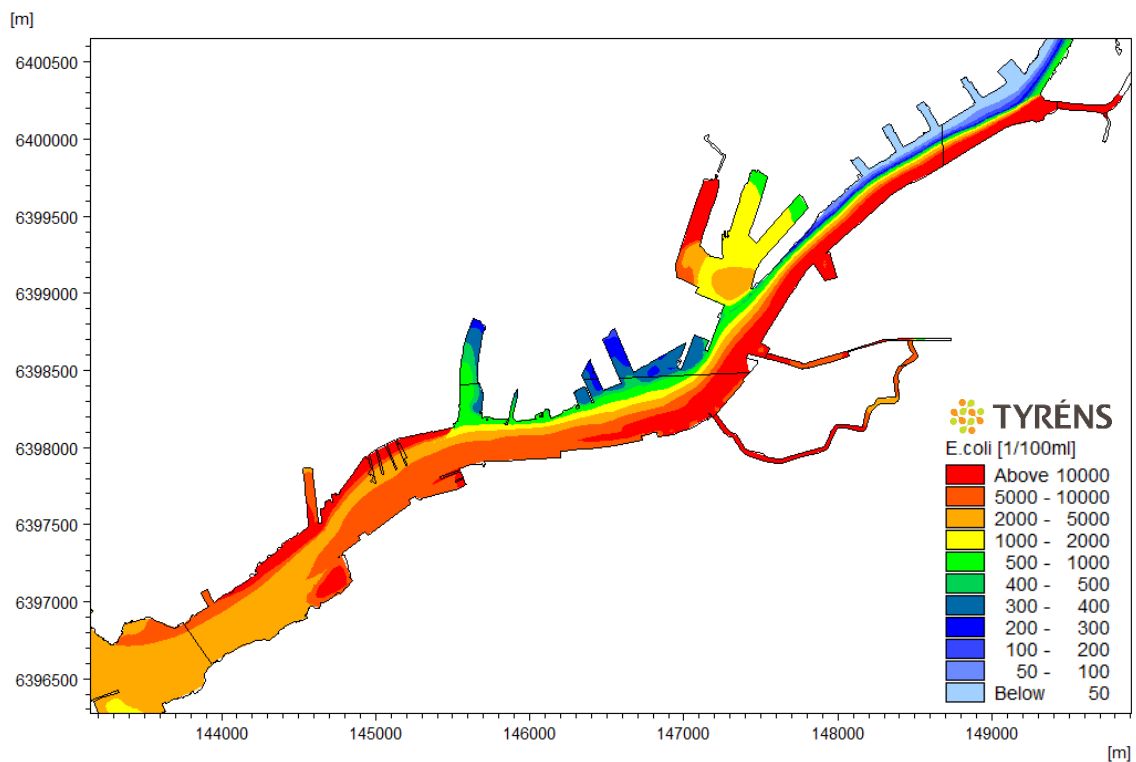


Figur 38 Medelkoncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från dagvattenpunkter.

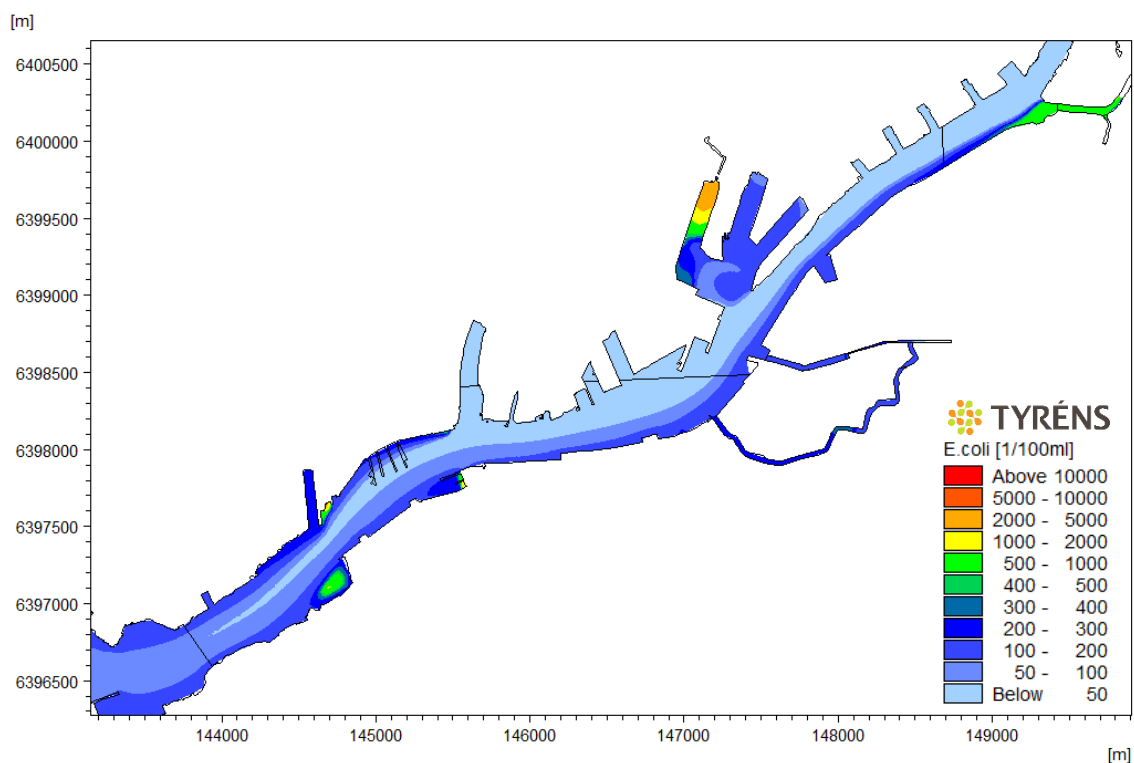


Figur 39 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml från dagvattenpunkter. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.

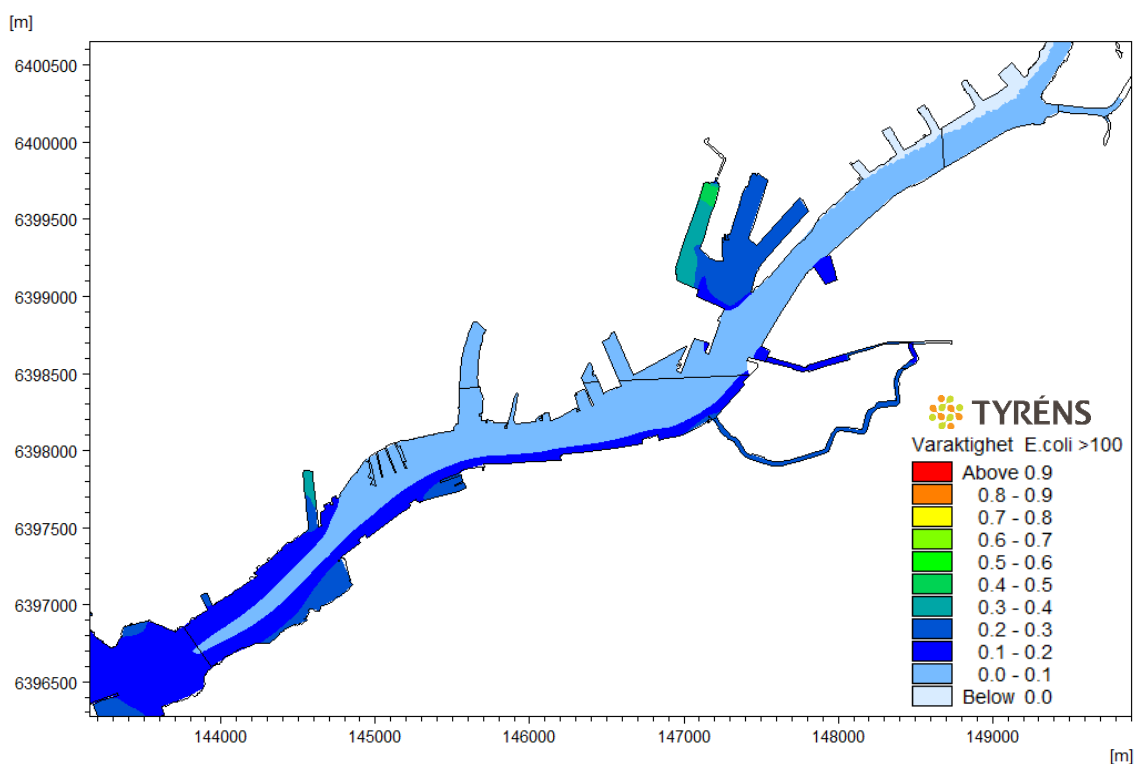
8.2.2 BRÄDD



Figur 40 Maximal koncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från bräddpunkter.

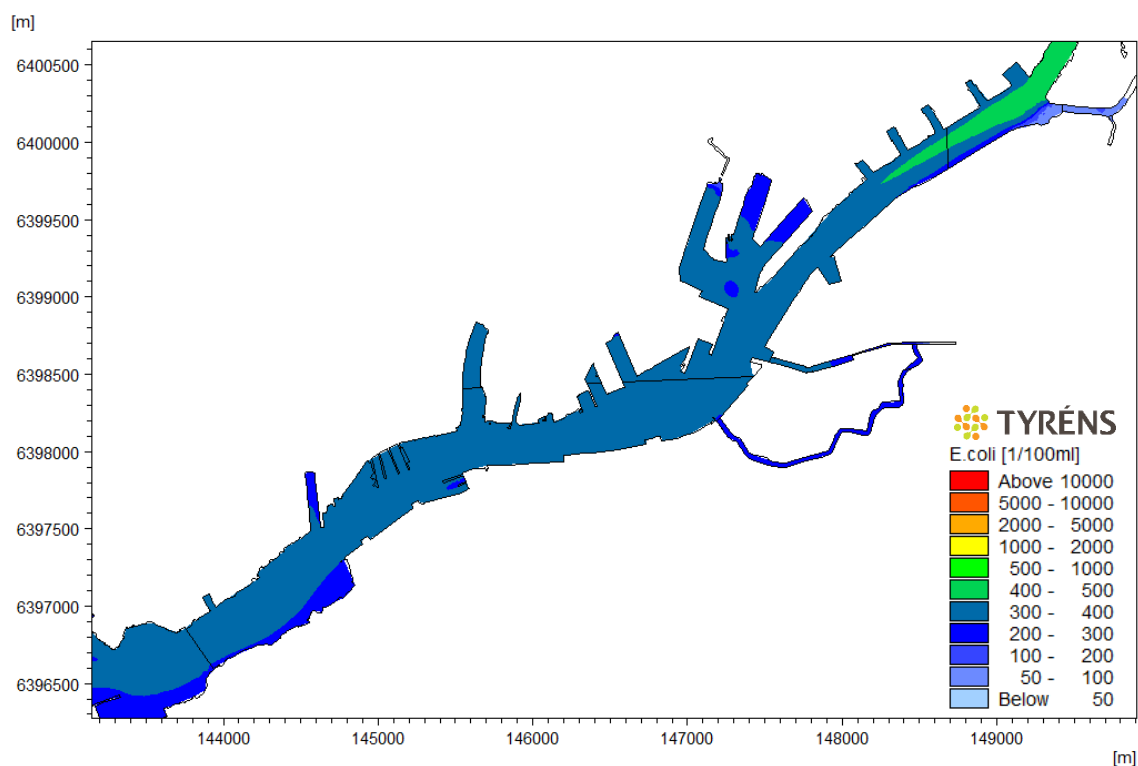


Figur 41 Medelkoncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från bräddpunkter.

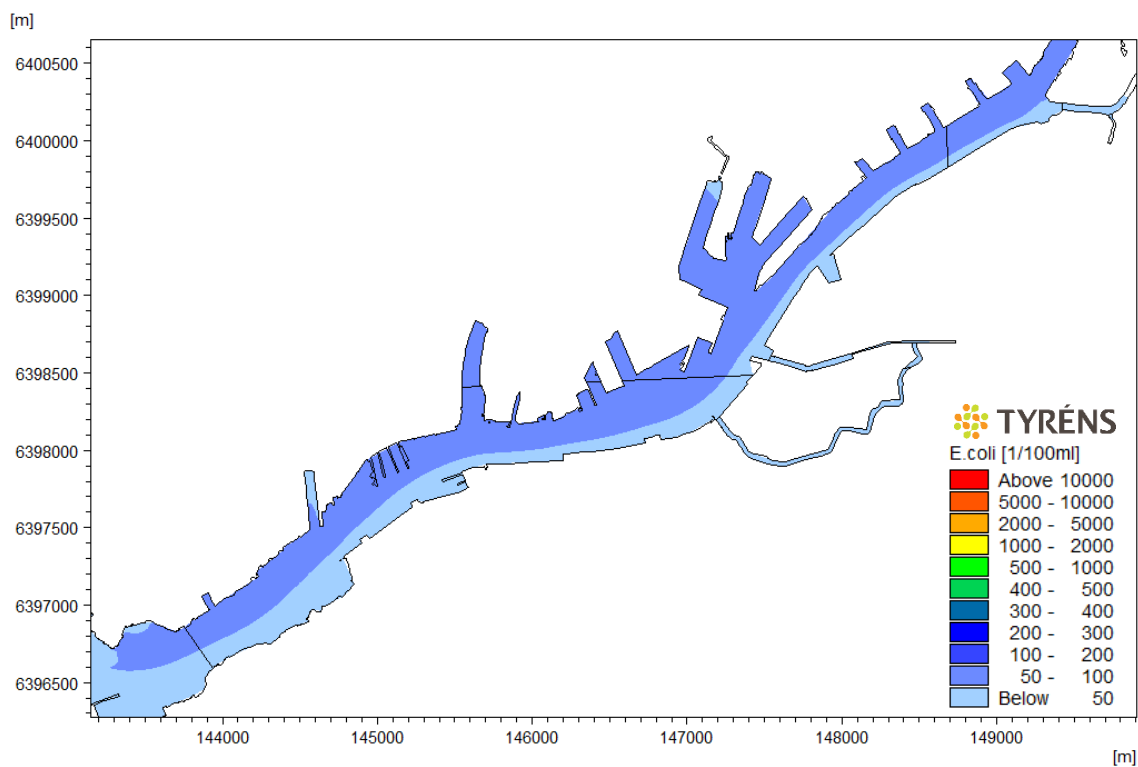


Figur 42 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml från bräddpunkter. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.

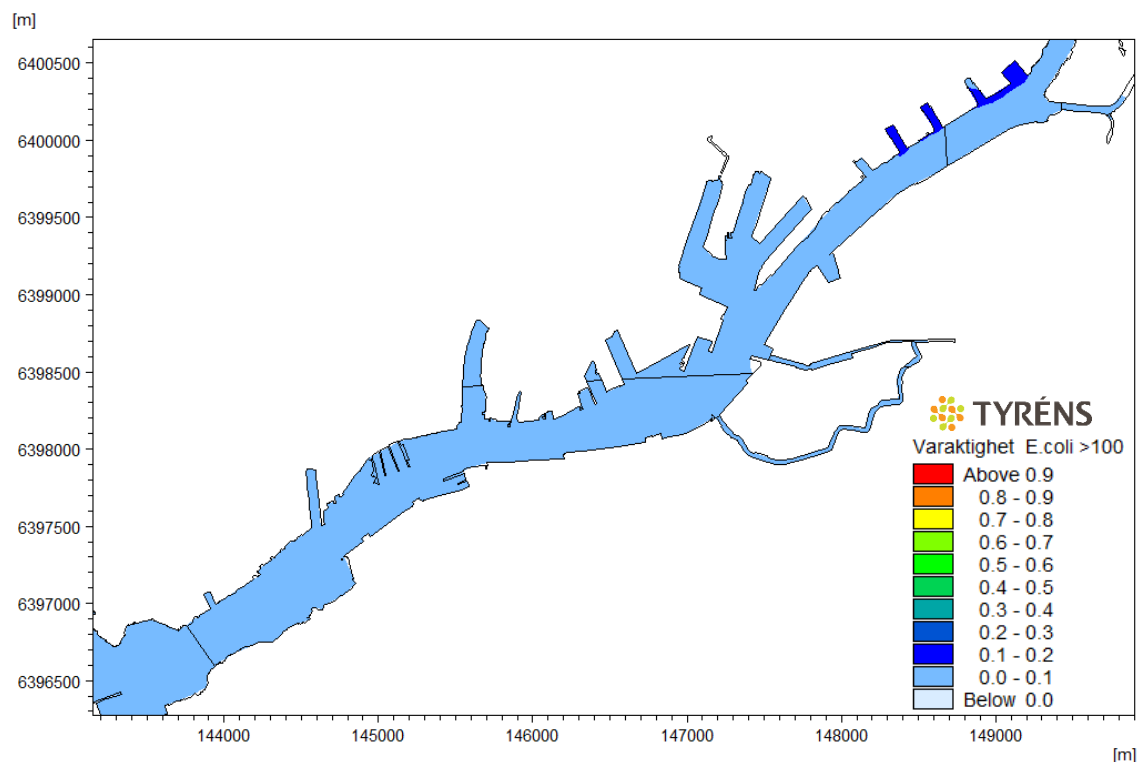
8.2.3 GÖTA ÄLV



Figur 43 Maximal koncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från Göta älv.

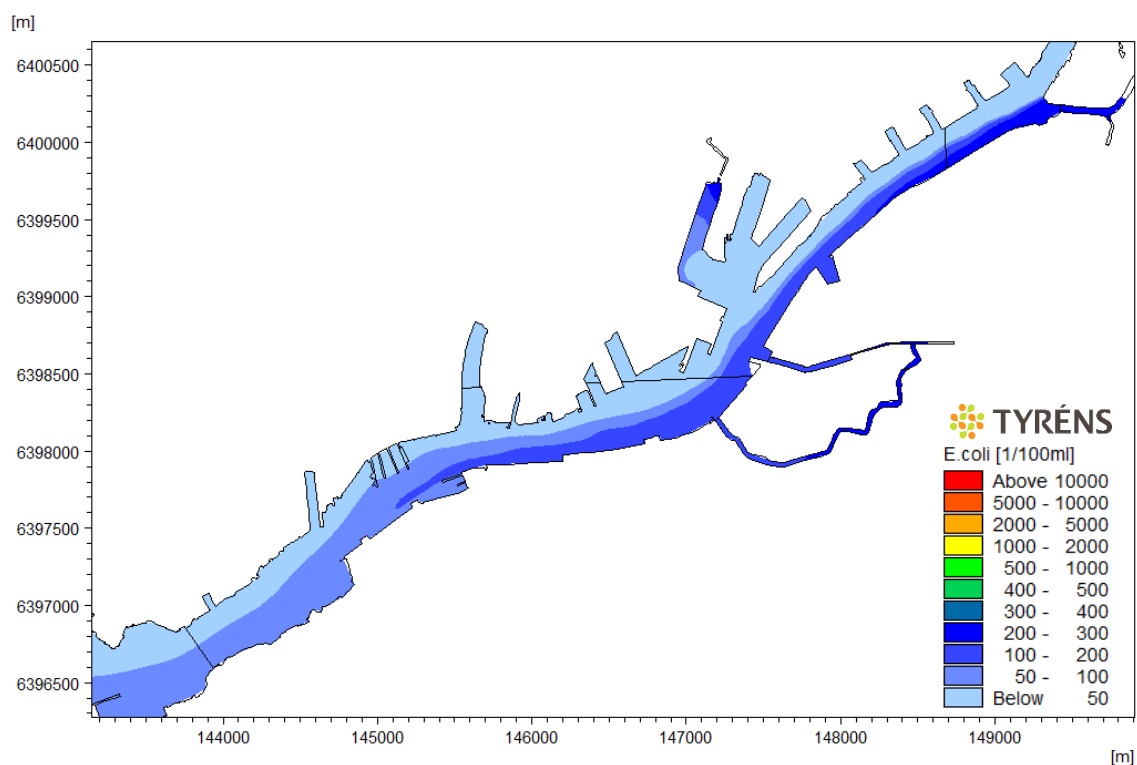


Figur 44 Medelkoncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från Göta älv.

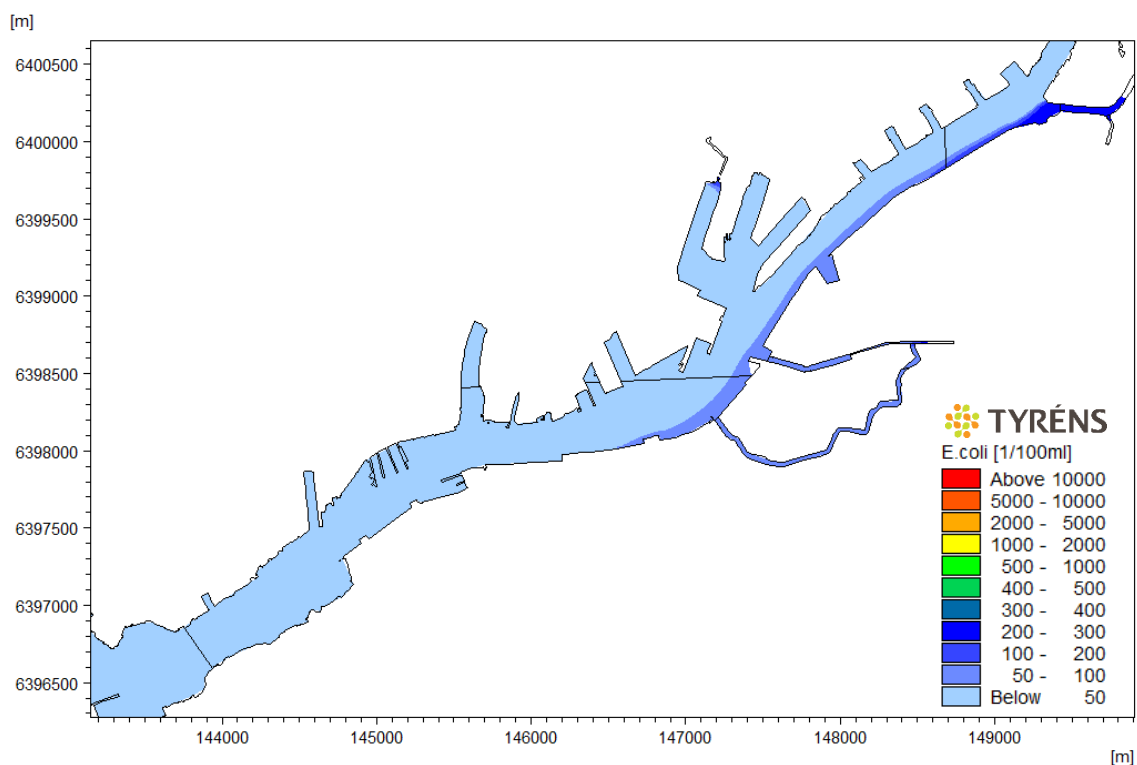


Figur 45 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml från Göta älv. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.

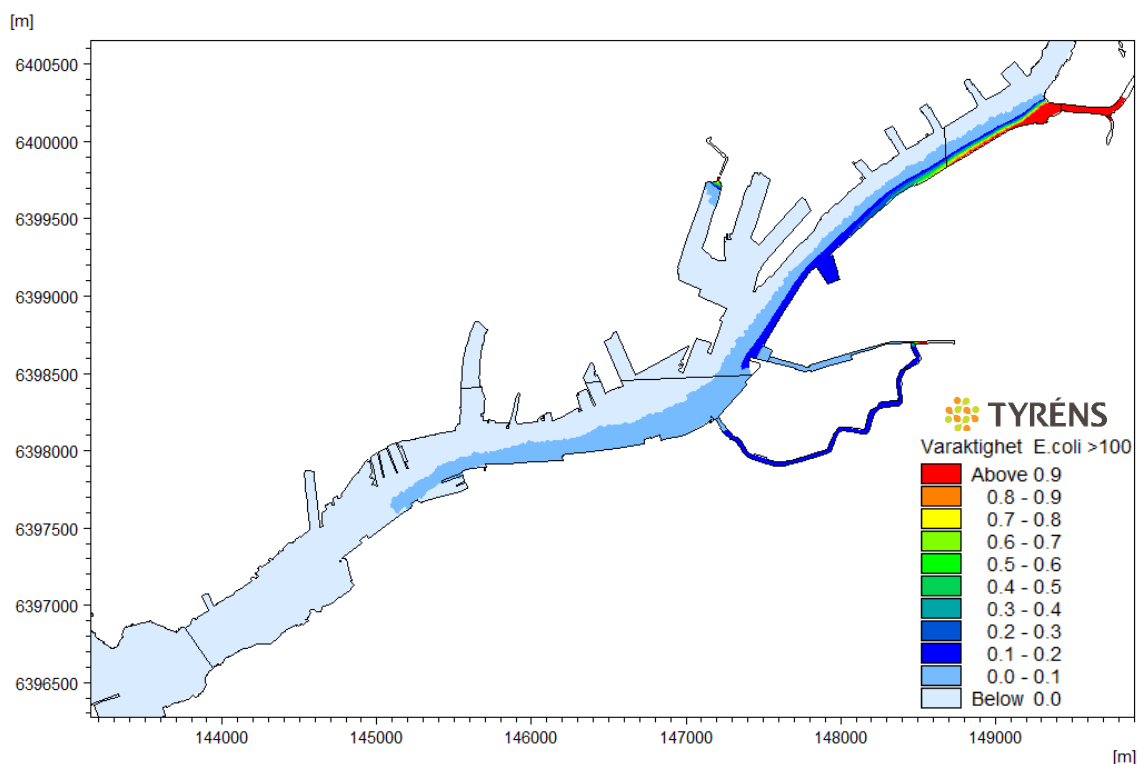
8.2.4 ÅAR



Figur 46 Maximal koncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från åarna.

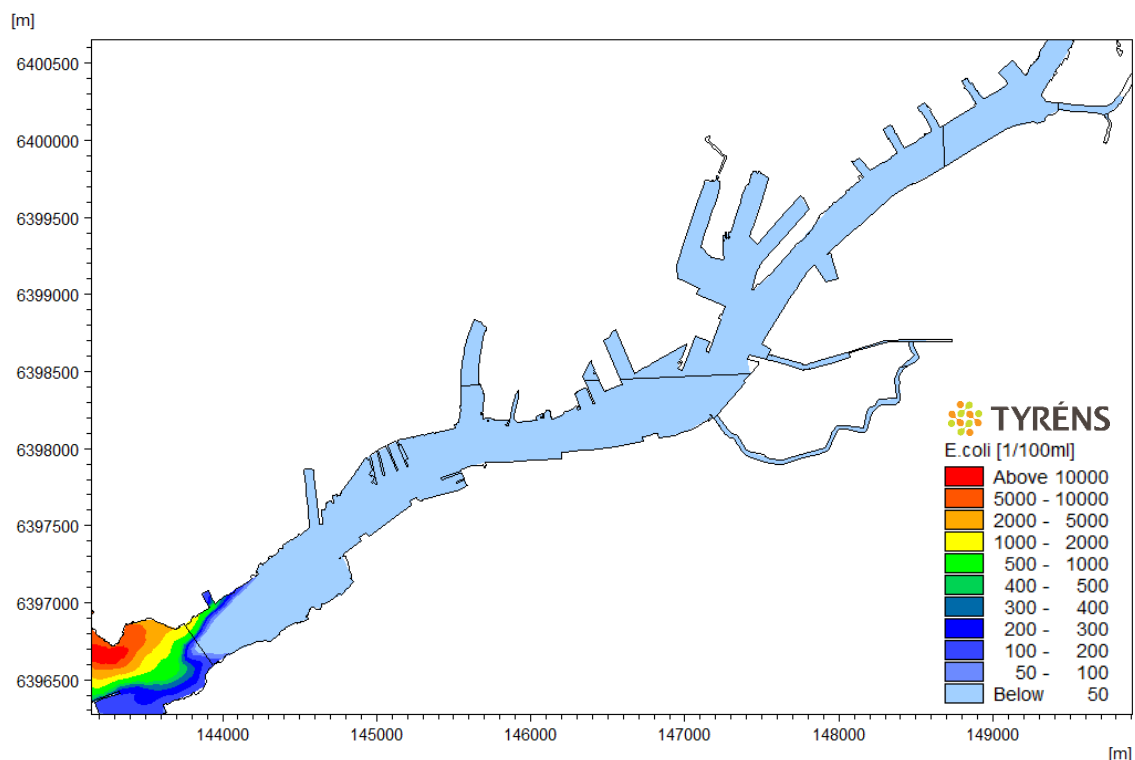


Figur 47 Medelkoncentration E. coli för perioden juli-augusti 2015 från åarna.

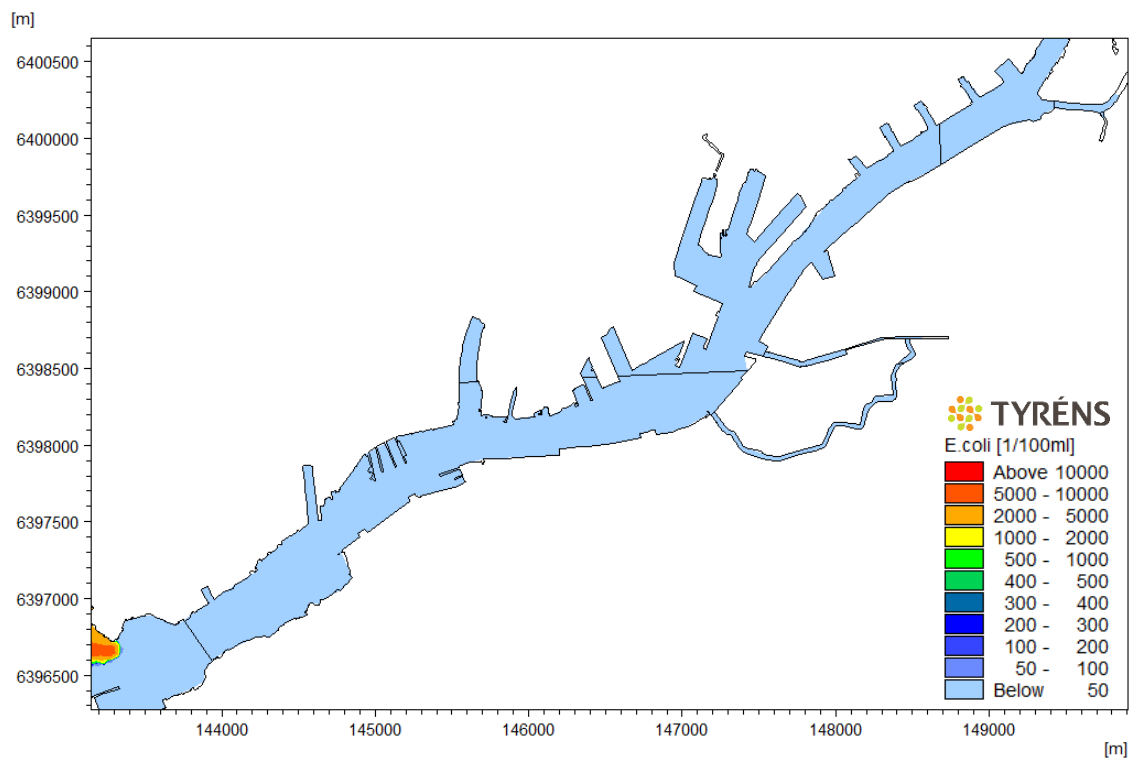


Figur 48 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml från åarna. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.

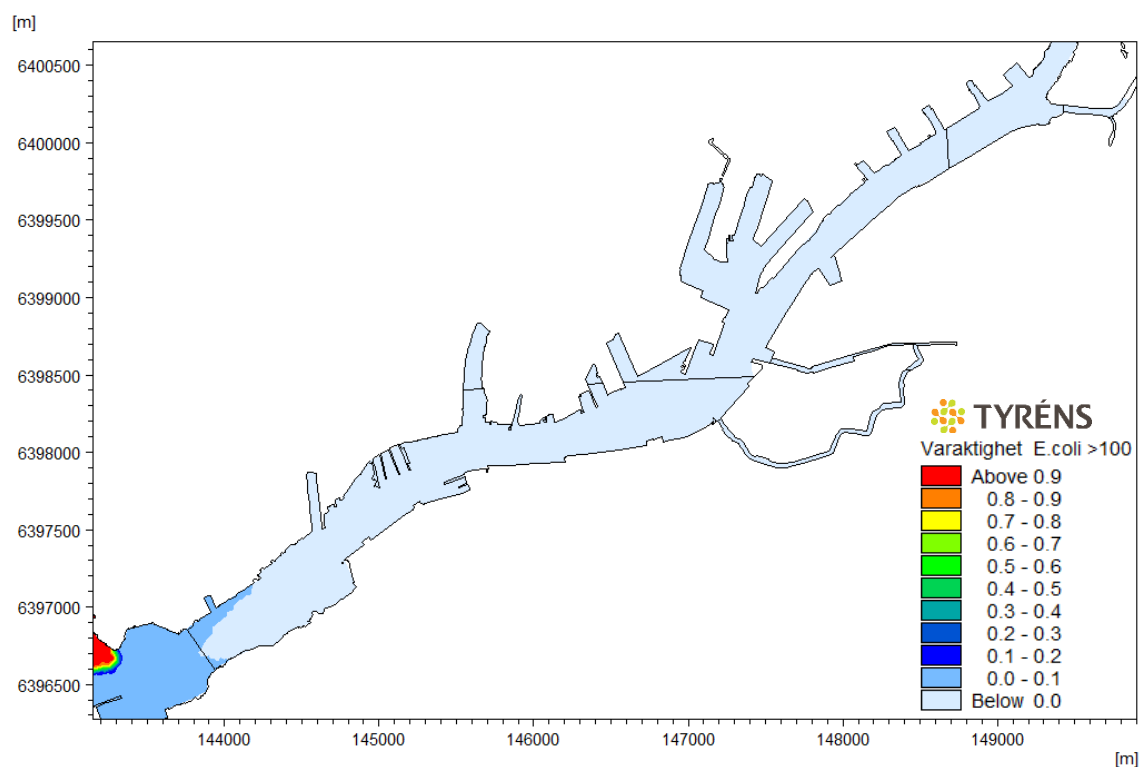
8.2.5 RYAVERKET



Figur 49 Maximal koncentration *E. coli* för perioden juli-augusti 2015 från Ryaverket.



Figur 50 Medelkoncentration *E. coli* för perioden juli-augusti 2015 från Ryaverket.



Figur 51 Varaktighet av E. coli-halter över 100 cfu/100ml från Ryaverket. Skala 0 till 1 där 1 motsvarar 100% av tiden.

8.3 BADVATTENDIREKTIVET

I Havs- och Vattenmyndighetens "Vägledning kring EU-bad" kan man utläsa följande för bedömning av ett vattenprov:

Vid nulägesbedömningen får varje vattenprov en bedömning av om provet är "tjänligt", "tjänligt med anmärkning" eller "otjänligt". Bedömningen görs utifrån halten av bakterierna E. coli och Intestinala enterokocker i vattnet. Följande gäller utifrån bedömningarna:

- *Tjänligt vatten betyder att halterna av bakterier är så låga att de inte indikerar en fekal förorening som kan innebära en hälsorisk.*
- *Tjänligt med anmärkning betyder att halten bakterier i provet är något förhöjt, men kommunen behöver inte avråda från bad. Kommunen bör dock bevaka hur situationen utvecklas och se till att lämpliga kontroller och undersökningar görs om det behövs.*
- *Otjänligt vatten betyder att någon eller båda bakterierna finns i höga halter i badvattnet, vilket är ett tecken på att det skett en fekal förorening av något slag. Då finns en större risk för förekomst av andra mikroorganismer i vattnet som man kan bli sjuk av. Kommunen ska vid otjänligt prov informera allmänheten om detta och bör avråda från bad⁴⁸. Kommunen bör när de bedömer det relevant följa upp varför bakteriehalten är förhöjd, och vid behov vidta åtgärder för att hantera föroreningskällan.*

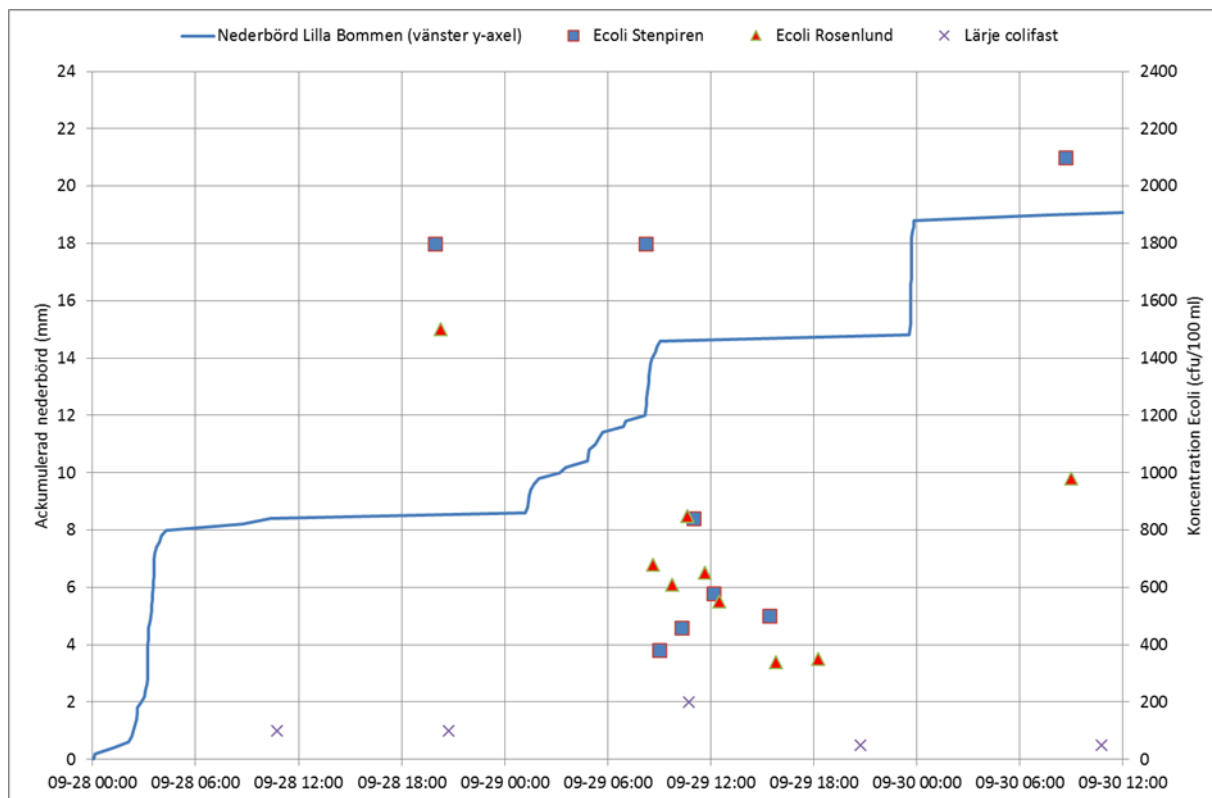
Tabell 4: Halter (anges i cfu/100 ml) av E. coli respektive Intestinala enterokocker för bedömning av enskilda prov.

Parameter	Tjänligt (cfu/100 ml)	Tjänligt med anmärkning (cfu/100 ml)	Otjänligt (cfu/100 ml)
<i>E. coli</i>	≤100	>100-1000	>1000
Intestinala enterokocker	≤100	>100-300	>300

Figur 52 Utklipp från ref /4/.

8.4 RESULTAT MÄTNING 2016

I Figur 53 och Tabell 9 visas mätresultaten från intensivmätningen av *E. coli*-bakterier i Göta älv. Mätningen genomfördes då vädret var relativt dåligt. Förutom nederbörd så blåste det mer eller mindre kraftigt under mät dagarna. På kvällen den 29/9 blåste det så kraftigt att provpunkten Stenpiren inte kunde tas.



Figur 53 Mätresultat från intensivmätning i slutet av september 2016, *E. coli*.

Tabell 9 Mätresultat från intensivmätning i slutet av september 2016, *E. coli* och Intestinala Enterokocker.

Prov	Punkt	Datum tid	EC	IE	Punkt	Datumtid	EC	IE
1	Stenpiren	28/9 19:58	1800	1060	Rosenlund	28/9 20:15	1500	1240
2	Stenpiren	29/9 08:12	1800	1470	Rosenlund	29/9 08:38	680	450
3	Stenpiren	29/9 09:00	380	290	Rosenlund	29/9 09:45	610	610
4	Stenpiren	29/9 10:19	460	560	Rosenlund	29/9 10:38	850	690
5	Stenpiren	29/9 11:01	840	690	Rosenlund	29/9 11:40	650	390
6	Stenpiren	29/9 12:09	580	500	Rosenlund	29/9 12:29	550	320
7	Stenpiren	29/9 15:25	500	400	Rosenlund	29/9 15:47	340	310
8	Stenpiren	-	-	-	Rosenlund	29/9 18:15	350	330
9	Stenpiren	30/9 08:40	2100	940	Rosenlund	30/9 09:00	980	680