

Santiago, 30 de abril de 2024

Señora  
María Heloisa Rojas Corradi  
Ministra del Medio Ambiente

**PRESENTE**

De nuestra consideración:

Con relación al actual proceso de actualización del Decreto Supremo N°90 (DS-N°90), norma de emisión que regula los contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, nuestro gremio y sus empresas sanitarias asociadas valoran enormemente su contribución para mejorar la calidad ambiental de los cuerpos de agua superficiales de todo el territorio nacional y el bienestar de las personas. También destacamos la certidumbre regulatoria que ha generado la norma y que ha permitido a la industria proyectar y operar más de 300 sistemas de tratamiento de aguas servidas (PTAS), contribuyendo durante más de 20 años a la eliminación de nutrientes de las aguas servidas que son descargadas a cuerpos de agua sensibles.

Es de público conocimiento que el Ministerio del Medio Ambiente ha propuesto una actualización y modificaciones al DS-N°90, incorporando nuevas exigencias para fortalecer el cumplimiento del objetivo de la regulación, que es la prevención de la contaminación de los cuerpos de agua receptores de descargas y en particular la protección de ecosistemas costeros. Como industria, compartimos que muchas de las exigencias buscan poner a Chile en línea con las mejores prácticas ambientales internacionales y en el camino que ya han recorrido los países desarrollados en estas materias.

En virtud de lo anterior, nos permitimos entregar a usted para consideración del Ministerio del Medio Ambiente, dos estudios que ponen en perspectiva diversos aspectos técnicos que no están siendo considerados en el proyecto de actualización al DS-N°90. Esto ha provocado que la nueva regulación propuesta para nutrientes siga un camino distinto al que han tomado países desarrollados y una dirección contraria a las recomendaciones realizadas por la OCDE a Chile en la Evaluación de Desempeño Ambiental 2024.

Los estudios que ponemos a vuestra disposición son:

- a) “Análisis requisitos de la actualización del D.S. 90/2000 para plantas de tratamiento de aguas servidas”. Elaborado por ECOS consultores.

- b) “Análisis para proponer límites máximos para el Nitrógeno Total Kjeldahl NKT en el DS 90”. Elaborado por la investigadora y académica de la Universidad de Chile, Ph.D. Katherine Lizama.

Algunas de las recomendaciones que se incluyen en los informes citados y que pueden contribuir al fortalecimiento del DS-N°90 son:

- Quienes sean responsables de generar el deterioro ambiental son lo que deben correr con los costos, de acuerdo con el principio de “quien contamina paga”, por lo que resulta clave que la norma cubra todo el espectro de fuentes y responsables de aportar nutrientes a los cuerpos de agua, lo cual no ocurre en la actualización normativa propuesta (tal como lo indica la EDA 2024 de la OCDE). Esto tiene también una implicancia directa respecto de la aplicación del principio de justicia ambiental.
- Es necesario que la actualización a la norma incluya un criterio de gradualidad. Tal como se pudo observar en la reciente actualización de la Directiva Europea, la actualización normativa considera plazos orientados a cumplir con estándares más estrictos, lo cual es una evidente forma de reconocer la realidad de la industria y en especial el hecho de que una transformación tecnológica necesita de gradualidad para su materialización. En el caso de la Directiva Europea, el plazo otorgado para que las instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) implementen tratamiento terciario es hasta el año 2039, es decir, 15 años.
- Considerando la realidad nacional, las recomendaciones internacionales y criterio experto, los límites máximos para la concentración de nutrientes respecto de las descargas tanto a cuerpos fluviales como estuarios, deberían considerar factores que permitan adecuar los umbrales propuestos en la Tabla 1 y 6 del D.S90 para determinados casos, dependiendo de las condiciones específicas del sitio (vulnerabilidad ambiental) y aspectos operacionales, en línea con lo que se ha considerado en otros países desarrollados. En esencia, se debiera considerar una Tabla de aplicación general, pero definir condiciones bajo las cuales se puede activar un procedimiento en el cual las potenciales fuentes puedan presentar información a la Autoridad, con el fin de que se fijen umbrales diferenciados. Por ejemplo, para el caso de estuarios en el extremo sur del país, podría considerarse que en aguas con bajas concentraciones de nutrientes, baja temperatura y reducida radiación solar, existe un muy bajo riesgo ambiental, por lo que podría no ser necesario regular la descarga de nitrógeno.
- Con relación a los estudios sitio específicos que serían necesarios de acuerdo con el punto anterior, se debe considerar la posibilidad de que la caracterización del cuerpo receptor sea efectuada por la fuente emisora cuando no exista suficiente información

pública disponible, bajo sus costos. Si bien los estudios pueden llegar a tener costos importantes según su alcance, debe considerarse que una regulación general e ineficiente conlleva también costos económicos y sociales que deben evitarse, sobre todo cuando puedan terminar siendo asumidos por el presupuesto público o por los ciudadanos (caso de las PTAS).

Como el propósito de favorecer la conversación y contribuir al fortalecimiento del DS-90, hemos solicitado reunión con usted y su equipo para exponer con más detalles las oportunidades de mejora descritas anteriormente e incluidas en los informes entregados.

Sin otro particular, saluda atentamente a usted,



Lorena Schmitt Castro

Presidenta Ejecutiva

ANDESS AG.



# INFORME TÉCNICO

ANÁLISIS REQUISITOS DE LA ACTUALIZACIÓN DEL  
D.S.90/2000 PARA PLANTAS DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS SERVIDAS

ASOCIACIÓN NACIONAL DE EMPRESAS DE SERVICIOS SANITARIOS  
(ANDESS)

Marzo, 2024



## RESUMEN EJECUTIVO

### Introducción

El presente documento da cuenta de un análisis respecto de la propuesta al Reglamento que regula las descargas en aguas continentales y marinas, que corresponde a la actualización del D.S. 90/2000 del MINSEGPRES, relacionado específicamente a las descargas de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) en su concentración de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) o Nitrógeno Total (NT), dependiendo del cuerpo receptor.

Para lo anterior, se revisaron antecedentes teóricos, normativa nacional e internacional, los resultados del informe de Desempeño Ambiental de Chile (OCDE, 2024), además de variables territoriales chilenas y datos provenientes de las PTAS pertenecientes a la Asociación Nacional de Empresas de Servicios Sanitarios (ANDESS).

### Principales resultados

Se reconocen diversas fuentes que generan descargas de compuestos nitrogenados en los cuerpos de agua, encontrándose entre ellas fenómenos naturales y otros antrópicos, entre estos destacan actividades agrícolas, escorrentía superficial, deposición atmosférica, así como residuos provenientes de PTAS, industrias varias, vertederos, entre otros.

Se analizó el fenómeno de eutrofización entendido como la sobrecarga de nutrientes en ecosistemas acuáticos que provoca un crecimiento descontrolado de vegetación acuática y algas, disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto y generando una pérdida en la biodiversidad y degradación de los ecosistemas. En este fenómeno inciden diversas variables, entre las que se encuentran, dinámica y química de nutrientes, biodiversidad presente, caudal de escorrentía, temperatura y radiación. Lo anterior es sumamente relevante puesto que el objeto de protección ambiental relacionado con normar las descargas de nutrientes, de acuerdo a diversa información consultada, es precisamente prevenir el desarrollo de este fenómeno.



Se observa que la propuesta de modificación del DS90 no considera para la Tabla 1 el nitrógeno total (NT), sino que el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), dejando sin medir otros compuestos nitrogenados que influyen en la concentración de este nutriente en los ecosistemas. Asimismo, se observa que para la nueva Tabla 6 sí se considera el nitrógeno total, pero con un límite muy inferior.

De esta manera se evidencia que existe disparidad entre la manera de medir el nutriente nitrógeno en la propuesta de reglamento de actualización al DS90, según tipo de cuerpo de fluvial y el valor del límite exigido. Para cuerpos fluviales la propuesta de modificación del DS90 plantea mantener el seguimiento del nitrógeno medido como NTK en la Tabla 1 y Tabla 2, y con un límite de 50 y 75 mg/l (sin y con dilución), mientras que para los estuarios (Tabla 6), se exigiría el monitoreo de NT con un límite máximo mucho menor de 10 mg/l.

En la revisión bibliográfica realizada sobre control de nutrientes en países OCDE se encontraron estrategias de control que fueron abordadas caso a caso según las particularidades del ecosistema a proteger o restaurar, y las distintas fuentes aportantes. Para el caso de EEUU, no se encontró una normativa rígida para controlar la descarga por parte de las PTAS en estuarios, sino que se evaluaron caso a caso con estudios científicos la carga diaria total máxima de nitrógeno que podía soportar el estuario para mantenerse en buenas condiciones. Posteriormente se han establecido planes integrales de reducción de carga diaria de nitrógeno de forma paulatina, trabajando con diferentes actores involucrados.

Para el caso de la Comunidad Europea, se ha abordado la delimitación de áreas sensibles a las cuales se debe cumplir estándares de descarga más exigentes. Para el caso del límite de nitrógeno total, el límite es de entre 15 a 10 mg/L o con una reducción mínima del 70-80 % respecto a la concentración de entrada para descargas en áreas sensibles. En el caso de las áreas no sensibles, se excluye el requerimiento de monitoreo de nutrientes.

En Australia, se consideran límites de descarga que varían según el tamaño de las plantas, requisitos adicionales de tratamiento como la desinfección y un monitoreo ambiental estricto.

Para el caso de Canadá, los límites y criterios específicos de descarga de NT y otros compuestos dependen de la ubicación de la PTAS, su tamaño y del cuerpo de agua receptor. En general, se pueden establecer límites para varias formas de N,



incluyendo nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico total. Además, los límites pueden ser diferentes dependiendo de si el efluente se descarga en agua dulce o salada, y si hay preocupaciones específicas de eutrofización o protección de hábitats sensibles. Pero también existe la exclusión de la obligación de monitorear Nitrógeno, tal como se señala en la tabla N°3 de la "Municipal Wastewater Regulation" canadiense de 2012.

Incluso, en algunos casos no se incluyen límites para las descargas de nitrógeno, por ejemplo los cuerpos normativos de Estados Unidos, Australia y Canadá, donde la inclusión del parámetro queda supeditado generalmente al tamaño de la planta, la determinación de la sensibilidad de la zona (riesgo o condiciones preexistentes de eutrofización) y la existencia o no de tecnologías de tratamiento. Lo cual corresponde a un reflejo de que existen condiciones bajo las cuales no existe un riesgo relevante que deba ser atendido por la presencia del compuesto en el medio ambiente.

En relación al diagnóstico sobre la Evaluación de Desempeño Ambiental (EDA) de Chile, realizada por la OCDE y publicada en marzo del 2024, ha quedado establecido que se enfocó en la gestión y políticas de agua, incluyendo aspectos relacionados con las asignaciones del recurso, la calidad del agua (abordando el tema de los nutrientes desde una perspectiva amplia). En relación a la diversidad de fuentes de contaminación, se reconocen las actividades antrópicas relacionadas con la agricultura, minería, pesca y acuicultura, además de las descargas de la infraestructura portuaria y la industria manufacturera. Adicional a lo anterior, se distingue como preocupación la contaminación difusa procedente de la agricultura. Respecto de las normas secundarias de calidad ambiental, se menciona que de 101 cuencas, 6 de ellas tienen norma secundaria asociada y que Chile debería acelerar el desarrollo de estas normas, donde se propone contar con una lista estándar de parámetros básicos, para caracterizar estas aguas. En cuanto a las normas de emisión, se indica que éstas cubren algunos contaminantes regulados, para determinadas actividades y sectores (no todos), donde además no queda definido el requerimiento de tratamiento primario, secundario o terciario, faltando reglamentación específica para aguas residuales agrícolas (incluyendo acuícolas).

En el mismo informe de la OCDE, se señala que a pesar de los avances en materias de monitoreo ambiental de la calidad del agua, los datos se encuentran fragmentados en diferentes instituciones, presentándose información incompleta,

con ausencia de indicadores ambientales clave, impidiendo entre otras cosas la toma de decisiones y el desarrollo de políticas en la materia. En cuanto a las recomendaciones del informe, además de actualizar la normativa existente y acelerar la elaboración de normas secundarias, sugiere la elaboración de planes de prevención y descontaminación, generar normas de emisión más estrictas y específicas para la agricultura y acuicultura, establecer un vínculo explícito entre las normas de emisión y calidad; reforzar la vigilancia de la calidad del agua; y avanzar en el tratamiento terciario, en casos de descarga sobre cuerpos de agua con riesgo de eutrofización. Es decir, se propone una estrategia integral que apunta a considerar todas las fuentes (destacándose la agricultura) e instrumentos de gestión.

En un análisis más amplio de lo expuesto por la OCDE se puede percibir como trasfondo la aplicación del principio de "el que contamina paga" o principio "contaminador-pagador", el cual es uno de los principios fundamentales del derecho ambiental y que además está en el origen de la institucionalidad ambiental de Chile (mensaje presidencial de la Ley 19.300).

En relación a las características de la gradualidad revisadas, es importante destacar que la Comisión Europea, en su revisión de octubre del 2022, plantea la implementación de soluciones tecnológicas en un periodo de 15 años en el caso del tratamiento terciario para las aguas residuales urbanas y condiciona por tamaño de la planta para la obligatoriedad de tratamientos superiores (cuaternario). Se observa de lo anterior que la actualización normativa considera plazos orientados a cumplir con estándares más estrictos, lo cual es una evidente forma de reconocer la realidad de la industria y en especial el hecho de que una transformación tecnológica necesita de gradualidad para su materialización.

Por otro lado, para determinar posibles casos de alternativas para la normativa, se consideró un análisis territorial que conjuga las características generales del país, con la localización de las PTAS, como aportantes a sus respectivos cuerpos receptores. En este análisis, se revisaron los caudales promedio de descarga para las PTAS, durante el 2023. De este ejercicio ha sido posible observar que existe un comportamiento diferenciado en cuanto a los rangos de caudales descargados, lo que permite establecer rangos nominales para definir "el tamaño de la planta" mediante el caudal de descarga. De igual manera se estableció una percepción de riesgo de eutrofización basado en los valores promedio de la radiación y temperatura.

**Comentado [YL.1]:** En este marco, lo peor que pueda pasar es que el que contamina pague y siga contaminando. Es lo que podría ocurrir con el nivel de nitrógeno puesto en la tabla 1, que no responde a un criterio ambiental.

**Comentado [PW2R1]:** Acá no se trata de pagar una multa o algo así, se trata de que el que contamina tiene que pagar los costos de su contaminación, lo cual se entiende como costear las medidas para evitarla o mitigarla. En sí parece un principio económico, pero tiene un claro fin ambiental. Bajo su correcta aplicación (lo cual es un gran supuesto) no podría pasar que alguien pague y siga contaminando sin que haya control de los impactos ambientales.





Finalmente se realizó una propuesta para la determinación del estado del cuerpo receptor que, si bien se basa en antecedentes nacionales e internacionales, esta constituye un escenario inicial donde se entiende que los rangos para los distintos parámetros deben ser definidos de acuerdo a las características propias del país, para lo cual pueden tenerse como referencia los umbrales de las fuentes citadas. Con todo lo anterior, se realiza una propuesta que conjuga tanto el riesgo de eutrofización propuesto, como el tamaño de la PTAS y las características del cuerpo receptor, en relación al control del Nitrógeno Total (NT).

### Conclusiones

En términos ambientales, es posible entender que el principal objetivo de la regulación de nutrientes consiste en evitar el deterioro de los ecosistemas, producido por el fenómeno de la eutrofización. Al respecto, debe reconocerse que la vulnerabilidad a la eutrofización depende de una serie de factores y suele ser sitio dependiente.

En cuanto a la regulación específica del nitrógeno, de la revisión de normativas internacionales se observó que en su mayoría se busca regular el nitrógeno total. Este enfoque contrasta con el DS90 actual, así como con la propuesta de que se mantenga el enfoque de regular el aporte de nitrógeno en cuerpos fluviales mediante la medición del nitrógeno total de Kjeldahl, el cual no incluye los nitritos y nitratos. Sin embargo, tanto en la Tabla 3 (cuerpos lacustres) como en la Tabla 6 (estuarios) se considera el monitoreo y regulación del nitrógeno total, lo cual no es consistente con lo anterior, o al menos, no se comprende del todo por qué en cuerpos fluviales se regula el nitrógeno total de Kjeldahl y en los otros el nitrógeno total. De esta manera la actualización de la norma mantiene el valor de NTK para la tabla 1, sin considerar criterios ambientales respecto del límite señalado.

Al revisar distintas experiencias internacionales, se concluye que las normas de descarga como la de EEUU, Unión Europea, Canadá y Australia no son rígidas pues no exigen un límite de descarga de nitrógeno a todas las PTAS bajo un mismo estándar, sino que existen varios criterios que permiten fijar los umbrales aplicables. Dentro de ellos, se encuentran los siguientes factores y enfoques:

- Aplicar criterios más exigentes para descarga en áreas sensibles, cuando exista un área con potencial de eutrofización o el entorno sea relevante ambientalmente.

- En base a las fuentes predominantes de nitrógeno en el territorio, debido a que no necesariamente la descarga de PTAS podría ser el principal aportante en una determinada zona. Esto puede ser entendido como un criterio de eficiencia (restringir las principales fuentes) y responsabilidad (el que contamina paga).
- Según el tamaño de la PTAS, generalmente haciendo más restrictivos los umbrales para las plantas de mayor tamaño.
- Dependiendo de la tecnología utilizada para el tratamiento de las aguas servidas.
- Considerando los objetivos de calidad del efluente según uso posterior del recurso.

En la totalidad de las experiencias consultadas se contempla la posibilidad de fijar los límites de descarga caso a caso, en base a estudios (de mayor o menor complejidad) que permitan establecer objetivos según las características propias del entorno y del sistema que se requiere conservar o recuperar. Lo que se encuentra en línea con lo indicado en la NCh1333, en cuanto a los valores de nutrientes se refiere.

Incluso, en algunos casos no se incluyen límites para las descargas de nitrógeno, por ejemplo, los cuerpos normativos de Estados Unidos, Australia y Canadá, donde la inclusión del parámetro queda supeditado generalmente al tamaño de la planta, la determinación de la sensibilidad de la zona (riesgo o condiciones preexistentes de eutrofización) y la existencia o no de tecnologías de tratamiento. Lo cual corresponde a un reflejo de que existen condiciones bajo las cuales no existe un riesgo relevante que deba ser atendido por la presencia del compuesto en el medio ambiente.

Respecto del análisis realizado en el informe de Evaluación de Desempeño Ambiental de la OCDE (marzo 2024), se debe mencionar que este organismo reconoce que el problema se debe abordar desde las múltiples fuentes que contribuyen en la calidad del agua, apuntando a la necesidad de integrar las normas de emisión con las normas secundarias y teniendo en cuenta que la legislación se oriente a evitar la eutrofización. Por otro lado, es posible interpretar que el mensaje presidencial de la Ley 19.300 apunta a que, el que contamina debe incorporar a su costo las inversiones necesarias para evitar la contaminación. Con lo anterior, desde la perspectiva de la justicia ambiental, una regulación que no apunta a los principales causantes de los problemas ambientales terminará siendo

**Comentado [YL3]:** La inclusión de un nivel de 50 mg.l-1 en la tabla N°1 juega en contra esa integración, dado que puede gatillar solución ineficiente del punto de vista ambiental, como por ejemplo una nitrificación terciaria sobre parte del caudal que permite lograr el nivel de NTK (dado que el nitrógeno de los nitratos no es contabilizado en el NTK), pero con un nivel de nitratos que no está en fase con los objetivos de calidad de la norma secundaria.

**Comentado [PW4R3]:** Totalmente de acuerdo, en el fondo la sola regulación con NTK permite "cambiar" a nitrato para cumplir con ese parámetro, pero a costa de aumentar los nitratos que son también un problema. En esa línea una de las recomendaciones es homologar todo a Nitrógeno Total, lo cual haría desaparecer este posible intercambio de problemas. El tema es que no lo decimos explícitamente para no generar ruido de más. Lo podemos evaluar.



ineficiente e imponiendo costos desproporcionados a ciertos actores, los cuales pueden ser traspasados finalmente a los ciudadanos. En la misma línea, Lizama (2024) señala que limitar la concentración de NTK en las descargas de las PTAS puede no ser suficiente para alcanzar la calidad objetivo en los cuerpos de agua, sobre todo si el impacto del aporte específico de la PTAS es medio o bajo. En estos casos, quedaría en evidencia que se requerirían otras medidas para controlar los aportes de nitrógeno que reciben los cuerpos receptores.

Por otro lado es importante mencionar que la experiencia internacional plasma el principio de gradualidad, el que se ve reflejado en la Comisión Europea donde plantea la implementación de soluciones tecnológicas en un periodo de 15 años en el caso del tratamiento terciario.

Si bien no es un objetivo del presente estudio realizar una propuesta de zonificación a nivel nacional, se realizó un análisis exploratorio en base a ciertas variables que inciden en el fenómeno de la eutrofización, considerando la zonificación incluida en el anteproyecto de modificación del D.S. N°90/2000. Los resultados indican que existe una tendencia en el territorio nacional que puede definir zonas más o menos vulnerables en función de la latitud, ya que de ello depende a grandes rasgos la temperatura y la radiación solar. En esta línea, la zona sur tendría a priori menor vulnerabilidad, lo cual sería especialmente relevante en las zonas D y E, lo cual se relaciona directamente con la propuesta de incorporar una tabla para regular las descargas a estuarios. Ciertamente tienen que ponderarse otros factores locales importantes, como la presencia de áreas protegidas y la hidrodinámica en ciertos cuerpos de agua, entre otros.

Finalmente, con el propósito de confluir la revisión de información realizada, se realizó el ejercicio de contrastar las características de la PTAS (mediante su caudal de descarga), las variables antes mencionadas y escenarios referidos a la determinación del estado del cuerpo receptor. Lo anterior decantó en una propuesta referida a la necesidad de medición del Nitrógeno Total, según el escenario construido con estas tres aristas. En este ejercicio se logró diferenciar escenarios para 5 clases referidas al estado del cuerpo receptor, para las zonas B, C y D (entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos), con tres tipos de PTAS según su caudal de descarga. Este ejercicio conceptual busca relevar la necesidad de considerar distintos factores a la hora de regular, tal como se realiza en los otros países OCDE cuya normativa fue analizada.



Es importante reconocer que la regulación de la descarga de nitrógeno ha sido ampliamente abordada a nivel internacional, existiendo ciertos aspectos de amplio consenso, como regular en base al riesgo ambiental (prevenir la eutrofización), la necesidad de aplicar límites de emisión diferenciados de acuerdo con distintos factores (operativos y ambientales), regular las distintas fuentes que contribuyen a la calidad del agua (aplicación del principio "quien contamina paga") y fijar plazos que permitan la implementación gradual de la infraestructura requerida para el cambio tecnológico (15 años en el caso de la Unión Europea). En este sentido, llama la atención que el proyecto de actualización al DS90, en cuanto a regulación de Nitrógeno, sigue un camino distinto al que han tomado países OCDE líderes en protección ambiental como USA, Canadá, y aquellos de la Unión Europea. La EDA 2024 de la OCDE refuerza lo anterior, insistiendo especialmente en la inclusión de todas las fuentes potenciales de emisión de nitrógeno (en especial la agricultura), entre otros aspectos ya mencionados y coincidentes con la experiencia internacional. No resulta claro entonces cómo la propuesta de actualización al DS90 se alinea con las mejores prácticas internacionales, y con los principios de eficacia, eficiencia, contaminador-pagador y justicia ambiental.

### Recomendaciones

1. **Homologar la medición de nitrógeno** de tal forma que en la norma se mida el mismo parámetro. Basado en la experiencia internacional sería recomendable considerar el Nitrógeno Total, o incluso dicho parámetro junto con el Nitrógeno Total Kjeldahl, de tal forma de tener información sobre la procedencia de nitrógeno y abarcar todas las formas de nitrógeno que pueden contribuir al fenómeno de eutrofización.
2. Revisar y definir claramente los **objetivos ambientales** asociados a la incorporación del parámetro Nitrógeno con sus respectivos umbrales asociados a las distintas tablas del DS90.
3. Es necesario que la actualización a la norma incluya un **criterio de gradualidad**. Tal como se pudo observar en la reciente actualización de la Directiva Europea, la actualización normativa considera plazos orientados a cumplir con estándares más estrictos, lo cual es una evidente forma de reconocer la realidad de la industria y en especial el hecho de que una transformación tecnológica necesita de gradualidad para su materialización. En el caso de la



Directiva Europea, el plazo otorgado para que las instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) implementen tratamiento terciario es hasta el año 2039, es decir, 15 años.

4. Respecto de las descargas tanto a cuerpos fluviales como estuarios, se deben considerar ciertos **factores que permitan adecuar los umbrales propuestos en la Tabla 1 y 6 del D.S. 90 para ciertos casos**, dependiendo de las condiciones propias del sitio (vulnerabilidad ambiental) y aspectos operacionales, en línea con lo que se ha considerado en otros países desarrollados. En esencia, se debiera considerar una Tabla de aplicación general, pero definir condiciones bajo las cuales se puede activar un procedimiento en el cual las potenciales fuentes puedan presentar información a la Autoridad, con el fin de que se fijen umbrales diferenciados, pudiendo incluso eximirse de regulación para el nitrógeno (y eventualmente otros compuestos). Por ejemplo, para el caso de estuarios en el extremo sur del país, podría considerarse que en aguas con bajas concentraciones de nutrientes, baja temperatura y reducida radiación solar, existe un muy bajo riesgo ambiental, por lo que podría no ser necesario regular la descarga de nitrógeno.
5. En relación a los estudios de sitio que serían necesarios de acuerdo con el punto anterior, se debe considerar la posibilidad de que **la caracterización del cuerpo receptor sea efectuada por la fuente emisora** cuando no exista suficiente información pública disponible, bajo sus costos. Si bien los estudios pueden llegar a tener costos importantes según su alcance, debe considerarse que una regulación general e ineficiente conlleva también costos económicos y sociales que deben evitarse, sobre todo cuando puedan terminar siendo asumidos por el presupuesto público o por los ciudadanos (caso de las PTAS).
6. De acuerdo con las regulaciones revisadas, quienes sean responsables de generar el deterioro ambiental son lo que deben correr con los costos, de acuerdo con el principio de "quien contamina paga", por lo que resulta clave que la norma **cubra todo el espectro de fuentes y responsables**, lo cual no ocurre en la actualización normativa propuesta (tal como lo indica la ERA 2024 de la OCDE). Esto tiene también una implicancia directa respecto de la aplicación del principio de justicia ambiental.

## Índice de Contenidos

|  |    |
|--|----|
| <b>RESUMEN EJECUTIVO</b> .....   | i  |
| 1. INTRODUCCIÓN .....  | 1  |
| 2. OBJETIVO.....   | 2  |
| 3. METODOLOGÍA.....  | 2  |
| 3.1 Revisión bibliográfica y antecedentes normativos .....                   | 4  |
| 3.2 Diagnóstico Desempeño Ambiental de Chile (OCDE).....                     | 5  |
| 3.3 Análisis de PTAS en Chile .....  | 6  |
| 3.3.1 Gradualidad en la implementación de soluciones.....                    | 6  |
| 3.3.2 Características de PTAS en cuanto a sus descargas.....                 | 7  |
| 3.3.3 Datos de Variables ambientales .....                                   | 7  |
| 3.4 Posibles casos de alternativas para la normativa.....                    | 9  |
| 4. RESULTADOS DEL ANÁLISIS .....   | 11 |
| 4.1 Revisión bibliográfica .....   | 11 |
| 4.1.1 Origen de descarga de nutrientes (Nitrógeno) en aguas superficiales 11 |    |
| 4.1.2 Eutrofización .....  | 14 |
| 4.2 Propuesta de modificación al D.S. 90/2000 en materias de nutrientes..... | 16 |
| 4.2.1 Cambios normativos para regular la descarga a cuerpos fluviales .....  | 17 |
| 4.2.2 Cambios normativos para regular la descarga a estuarios.....           | 19 |
| 4.3 Revisión de Normativa Internacional sobre descarga de nutrientes .....   | 21 |
| 4.3.1 Estados Unidos .....   | 21 |
| 4.3.2 Reino Unido y Comunidad Europea.....                                   | 25 |
| 4.3.3 Australia .....  | 29 |
| 4.3.4 Canadá .....   | 30 |

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 4.4   | Diagnóstico de Desempeño Ambiental de Chile (OCDE) .....  | 33 |
| 4.4.1 | Diversidad de fuentes de contaminación.....   | 33 |
| 4.4.2 | Normas Secundarias de Calidad Ambiental.....  | 34 |
| 4.4.3 | Normas de Emisión .....   | 34 |
| 4.4.4 | Información ambiental de calidad del agua .....   | 35 |
| 4.4.5 | Recomendaciones .....   | 35 |
| 4.4.6 | Análisis de la ERA 2024.....  | 36 |
| 4.5   | Análisis de las PTAS en Chile .....   | 38 |
| 4.5.1 | Gradualidad en la implementación de soluciones.....   | 41 |
| 4.5.2 | Características de PTAS en cuanto a sus descargas.....  | 42 |
| 4.5.3 | Datos de variables ambientales (generales) .....  | 45 |
| 4.6   | Posibles casos de alternativas para la normativa.....   | 47 |
| 5.    | CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....  | 53 |
| 5.1   | Conclusiones .....  | 53 |
| 5.2   | Recomendaciones .....   | 56 |
| 6.    | Bibliografía .....  | 58 |
| 7.    | Anexos.....   | 62 |
| 7.1   | Anexo 1. Ejemplos de normativa específica de EEUU .....   | 62 |
| 7.1.1 | Sistema estuarino de Wild Harbor. Proyecto de reducción de la carga máxima diaria total de nitrógeno..... | 62 |
| 7.1.2 | Sistema estuarino de la Bahía de Tampa. Proyecto de reducción de la carga total de nitrógeno.....         | 63 |
| 7.2   | Anexo 2. Detalle cartográfico por zona .....  | 66 |

## Índice de Tablas

|  |    |
|--|----|
| Tabla 1. Distribución territorial según zonas de carga ambiental .....   | 9  |
| Tabla 2. Comparación de la Tabla 1 actual en DS 90 vs la Tabla 1 en la propuesta .....   | 17 |
| Tabla 3. Identificación de requisitos de Tabla 6 según la propuesta del D.S. 90/2000 .....   | 19 |
| Tabla 4. Requisitos de la Directiva 98/15/CE para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización ..... | 27 |
| Tabla 5. Requisitos de descarga de PTAS en cuerpos de aguas superficiales en la Provincia de Columbia Británica, Canadá (Parte 6 de la norma).....   | 31 |
| Tabla 6. Requerimientos de calidad de efluente para descargas en zona no saturada del suelo para PTAS en la Provincia de Columbia Británica, Canadá, (Parte 5 de la norma) .....                     | 32 |
| Tabla 7. Distribución territorial según zonas de carga ambiental .....   | 39 |
| Tabla 8. Información histórica de calidad del agua del afluente a una de las PTAS más grandes del país. ....   | 41 |
| Tabla 9. Determinación PTAS según rangos del caudal de descarga .....  | 44 |
| Tabla 10. Cantidad de PTAS según su clasificación por caudal de descarga .....   | 44 |
| Tabla 11. Comparación valores promedio por zonas.....  | 46 |
| Tabla 12. Determinación nominal del riesgo de ocurrencia de eutrofización basado en variables ambientales (generales) .....  | 47 |
| Tabla 13. Definición de estados del cuerpo receptor.....   | 49 |
| Tabla 14. Casos de variaciones normativas para la PTAS .....   | 52 |





## Índice de Figuras

|   |    |
|---|----|
| <i>Figura 1. Resumen metodológico .....</i>   | 3  |
| <i>Figura 2. Aportes de nitrógeno a cuerpos de agua superficiales y subterráneos en Canadá.....</i> | 12 |
| <i>Figura 3. Ubicación PTAS.....</i>  | 40 |
| <i>Figura 4. Concentración NTK según datos de descarga.....</i>                                     | 43 |
| <i>Figura 5. Comparación de variables ambientales Nivel Nacional .....</i>                          | 45 |



## 1. INTRODUCCIÓN

Conforme a lo solicitado por la Asociación Nacional de Empresas de Servicios Sanitarios (ANDESS), el presente informe constituye una evaluación general a nivel técnico de los aspectos ambientales relacionados a la descarga de nitrógeno en cuerpos de agua fluviales y estuarios por parte de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) en el contexto de la discusión sobre la actualización del Decreto Supremo N°90/2000 (DS90) del MINSEGPRES, el cual tiene por propósito prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales, mediante el control de contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan a estos cuerpos receptores.

Para lo anterior, se realiza una revisión de los antecedentes que existen en la materia, en el sentido de comprender tanto las modificaciones de la norma mencionada, como el interés existente respecto a la descarga de nitrógeno en el cuerpo receptor, los antecedentes provenientes de la normativa internacional y las características físicas propias de Chile.

En este contexto, es importante señalar que la presencia de compuestos nitrogenados o bien la concentración de nitrógeno en los cuerpos de agua, no es por sí solo el indicio de un estado deficiente del cuerpo receptor, sino que comprende la combinatoria de diferentes factores. Adicional a lo anterior, es pertinente mencionar que, conforme a diversas fuentes en la materia, tales como Pizarro et al. (2010) y Howarth y Marino (2006), la concentración de nitrógeno en cuerpos de agua contribuye en los procesos de eutrofización del agua, este proceso se manifiesta en el aumento de fitoplancton o algas, lo que hace que se disminuya la disponibilidad de oxígeno y se reduzcan las propiedades ecosistémicas del cuerpo de agua que esté en análisis.

Por otro lado, en lo que a tratamiento de aguas se refiere, ha existido una serie de avances en los procesos y tecnologías orientados a la disminución de diferentes contaminantes. En este contexto desde 1914 se inicia el proceso convencional de lodos activados (CAS), el que permite separar la generación de lodos y la obtención de aguas como parte de las salidas del sistema, lo que según Loosdrecht et al., 2014, por medio de la remoción de materia orgánica y la recuperación de las aguas ha beneficiado a la sociedad y al medio ambiente. Con posterioridad en el 1970, los objetivos de los procesos de tratamiento de aguas (servidas



específicamente) se enfocaban en el nitrógeno y fósforo, con el propósito de contener o disminuir la ocurrencia de la eutrofización de las aguas (Xie et al., 2016). Luego se incorporó al nitrógeno como objeto de atención ante la ocurrencia de la eutrofización, cuyos esfuerzos en su disminución o eliminación van desde la denominada nitrificación tradicional a la desnitrificación y de ahí hasta el proceso anammox<sup>1</sup>, como tratamiento avanzado (Khin et al., 2004).

Actualmente en Chile las PTAS enfrentan diversos escenarios que se relacionan a condiciones asociadas a su localización. En este sentido se hace relevante precisar algunas variables y cuestiones que influyen en la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua con el ánimo de que sean consideradas en la próxima propuesta de actualización de la normativa que regule la descarga a cuerpos de agua.

## 2. OBJETIVO

Evaluar la propuesta de actualización del D.S. 90/2000 en cuanto a la regulación del nitrógeno en las descargas a cuerpos de aguas fluviales (según Tabla 1 del D.S. 90/2000) y estuarios (según Tabla 6 del D.S. 90/2000), desde la perspectiva de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), y de la protección al medio ambiente.

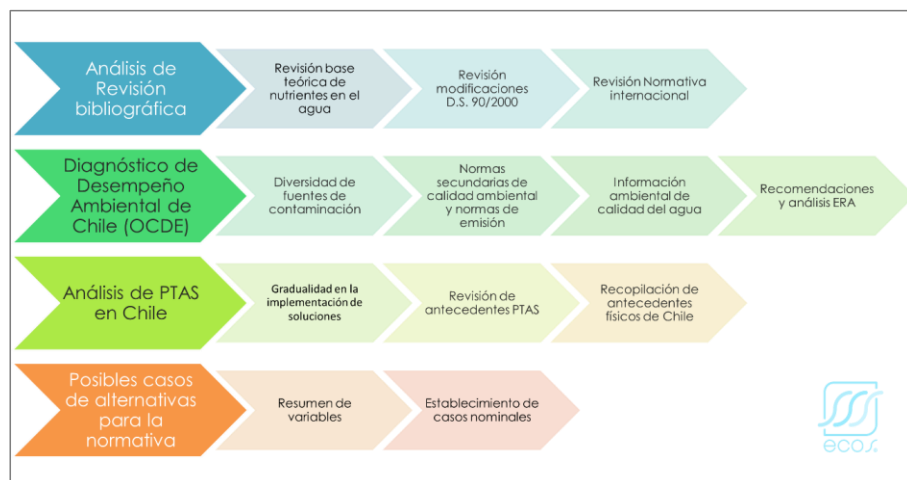
## 3. METODOLOGÍA

Para el presente análisis se abordan diferentes aspectos, los que se apoyan tanto en la teoría como en los antecedentes disponibles, sean estos de las fuentes emisoras en análisis (PTAS) o referidos a las variables ambientales generales que intervienen en el proceso de eutrofización, que es la principal preocupación ambiental vinculada con las descargas de nutrientes. En atención a lo anterior, se presenta en la Figura 1 un resumen metodológico.

---

<sup>1</sup> Proceso autotrófico que realiza la conversión de amonio y nitrito a nitrógeno gas, bajo condiciones anaerobias.

Figura 1. Resumen metodológico



Fuente: Elaboración propia.

El primer aspecto que se aborda en el informe es la realización de una revisión bibliográfica sobre el entendimiento científico y ecológico de los ecosistemas, así como examinar las dimensiones legales y regulatorias que diferentes países han implementado para regular la descarga de nutrientes en cuerpos de agua.

Posteriormente se realizó una revisión a la Evaluación de Desempeño Ambiental de Chile efectuado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en 2024, recogiendo los principales diagnósticos y recomendaciones efectuados en este documento, cuyo foco estuvo precisamente en el tema de recursos hídricos (calidad y cantidad).

Por otro lado, se realizó un análisis general de las PTAS asociadas a ANDESS en donde se abordan antecedentes referidos a la evolución temporal de los afluentes en base a un caso ejemplo, y la importancia en la implementación de soluciones de manera gradual. Donde se aborda de manera separada antecedentes de las PTAS para caracterizarlas y conocer los aspectos relevantes en relación a la descarga de compuestos de nitrógeno en relación con el DS 90.



Por último, considerando los distintos aspectos revisados y analizados con anterioridad, se propone una combinatoria de los diferentes aspectos relevados previamente, para establecer escenarios teóricos que podrían ser considerados para una normativa acorde con la experiencia internacional y que respondan un esfuerzo regulatorio específico para las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas.

A continuación se describen con mayor detalle las actividades efectuadas:

### 3.1 Revisión bibliográfica y antecedentes normativos

En primer lugar, se llevó a cabo una revisión de literatura académica y científica enfocada en la ecología del cuerpo receptor, y su importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proporcionan. Se identificaron estudios relevantes que discuten las consecuencias de las descargas de nitrógeno en estos ambientes, con especial atención en la eutrofización, la pérdida de biodiversidad, y los cambios en la dinámica hidrológica y química de los sistemas de interés. Esta revisión permitió establecer una base teórica sobre las variables ambientales importantes para la conservación de los cuerpos de aguas fluviales y estuarios.

Posteriormente, se realizó una revisión de la normativa chilena que regula las descargas de nutrientes a cuerpos de agua, específicamente al D.S. 90/2000 y la propuesta de actualización o anteproyecto del D.S. 90/2000 en relación a las Tablas 1 y 6 con énfasis en la regulación del Nitrógeno y las modificaciones asociadas.

Por último, se efectuó una revisión de las regulaciones relativas a la gestión y regulación de las descargas de nitrógeno en cuerpos de agua a nivel internacional. Este análisis abarcó una selección de países que poseen normativas conducentes a controlar la contaminación por nutrientes, incluyendo el establecimiento de límites máximos de descarga, sistemas de permisos, y estrategias de gestión integrada de cuencas hidrográficas. Se examinaron tanto los marcos legales como los enfoques de gobernanza ambiental, con el fin de identificar prácticas exitosas y desafíos pendientes en la regulación de descargas de nitrógeno.

Se tomaron como referencia países que cuentan con normativas y regulaciones orientadas a la regulación de la descarga de nutrientes en cuerpos de agua, los que corresponden a los siguientes:



1. Estados Unidos: ha implementado políticas importantes como la "Clean Water Act" (CWA) y programas específicos para la conservación de estuarios, como el "National Estuary Program" (NEP), enfocado en proteger y restaurar la calidad del agua y el hábitat en estuarios.
2. Reino Unido y la Comunidad Europea: El Reino Unido ha desarrollado políticas integrales de manejo costero y programas de conservación, incluyendo la designación de Áreas Especiales de Conservación (SACs) que abarcan estuarios.

Alemania, ha implementado políticas para la conservación como el del río Elba. Iniciativas como el "Programa Nacional de Biodiversidad" apoyan la conservación de hábitats estuarinos y costeros.

Por su parte, Francia ha participado activamente en la conservación de sus zonas costeras y estuarios a través de la implementación de políticas europeas y nacionales, incluyendo la Red Natura 2000 y el Plan Nacional de Acción para la Conservación de la Naturaleza.

3. Australia: ha implementado políticas de gestión ambiental que incluyen la protección de zonas húmedas a través de la adhesión al Convenio de Ramsar y políticas nacionales para la conservación de la biodiversidad.
4. Canadá: ha adoptado medidas para la conservación de sus estuarios a través de la Ley de Protección del Medio Ambiente y el Programa de Hábitat del Salmón, enfocándose en la conservación del hábitat crítico para especies en riesgo.

### 3.2 Diagnóstico Desempeño Ambiental de Chile (OCDE)

En marzo de 2024 se hizo pública la tercera Evaluación de Desempeño Ambiental de Chile (EDA Chile 2024), examen realizado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), que entregó un análisis de los compromisos ambientales del país y 36 recomendaciones claves para continuar avanzando en la protección del medioambiente.

Las EDA son ejercicios cruciales que permiten analizar, en base a datos empíricos y evaluaciones de progreso hacia objetivos ambientales, proveniente de fuentes fiables para la OCDE e integrando la opinión de varios sectores, las políticas y



acciones ambientales de Chile, presentando hallazgos y recomendaciones sobre los avances y desafíos en términos de protección del medioambiente y desarrollo sostenible

El primer informe fue entregado en mayo de 2005 y contenía 52 sugerencias para el Estado chileno, entre ellas, fortalecer la institucionalidad ambiental. El segundo fue emanado en junio de 2016 y contuvo 54 recomendaciones de políticas públicas, incluida la creación de una ley específica para abordar el desafío del cambio climático.

Para llegar a esta tercera evaluación, el equipo a cargo realizó una serie de reuniones y entrevistas a más de 20 instituciones del sector público, además de representantes de ONGs, academia, autoridades locales, expertos y expertas independientes, gremios, sindicatos y organismos internacionales, para así determinar cuál es el escenario ambiental de Chile, sus desafíos y oportunidades.

Para efectos de los objetivos del presente informe, los resultados de la EDA 2024, son de particular relevancia puesto que tuvo un especial foco en la gestión y políticas de agua, lo cual incluyó aspectos relacionados tanto con las asignaciones del recurso como de la calidad del agua. Respecto de lo último, se aborda el tema de los nutrientes desde una perspectiva amplia, lo cual será analizado en detalle más adelante en el numeral 4.4.

### **3.3 Análisis de PTAS en Chile**

#### **3.3.1 Gradualidad en la implementación de soluciones**

Con el propósito de establecer y proponer una gradualidad para la implementación de tecnologías asociadas a la reducción de nutrientes, se realizó en este acápite una revisión de los antecedentes proporcionados por una de las PTAS más grandes del país, respecto de la evolución temporal de la calidad del agua recibida (afluente) por la planta.

Con posterioridad a esa revisión se realiza una conexión con los esfuerzos legislativos de la Comisión Europea (CE), en donde se vinculan estos esfuerzos con el tamaño de la planta y la implementación futura (al año 2039) de tratamientos terciarios y cuaternarios.



### 3.3.2 Características de PTAS en cuanto a sus descargas

Se realizó una recopilación de antecedentes de PTAS a nivel nacional, con el fin de analizar el escenario existente en torno a su localización, su descarga de nutrientes (NTK) a cuerpos receptores, y su relación con variables ambientales relevantes para la eutrofización en los cuerpos de agua, tales como temperatura y radiación solar. A continuación, se detalla la información utilizada para efectos del análisis.

- Empresas de Servicios Sanitarios que poseen PTAS en Chile.
- PTAS asociadas a cada empresa (con nombre, coordenadas de ubicación, coordenadas de descarga, cuerpo receptor, mediciones de nutrientes, entre otros datos).

Los datos de las PTAS utilizados corresponden a la información entregada por diferentes empresas de Servicios Sanitarios de Chile. Estos datos dan cuenta de la ubicación de las PTAS, cuerpos receptores y la ubicación de la descarga en estos, así como también a los datos relacionados al D.S.90/2000 sobre los nutrientes aportados relacionados a mediciones de NTK (Nitrógeno Total de Kjeldahl) en afluente y efluente. Para efectos del análisis, se utilizó específicamente la información de ubicación de las PTAS, ubicación de la descarga en cuerpo receptor, y la concentración NTK efluente (mg/l).

Con lo anterior, se sistematizó la información de todas las PTAS con datos disponibles y se utilizó la información de máximos mensuales de NTK de los datos del año 2023, obteniendo el máximo anual de NTK descargado por cada PTAS, y el promedio de los máximos mensuales. Este manejo de datos permitió realizar un análisis de los siguientes puntos:

- Ubicación PTAS a lo largo de Chile.
- Ubicación de la descarga de nutrientes de las PTAS.
- Cuantificación o dimensionamiento de las descargas de nutrientes de las PTAS a lo largo de Chile.

### 3.3.3 Datos de Variables ambientales

A continuación, se describe metodológicamente el manejo de los datos y/o antecedentes anteriormente mencionados.

- a) Radiación Directa Normal Chile





La Radiación Directa Normal ( $\text{kWh/m}^2$ ) corresponde al promedio anual, calculado a partir de un modelo de radiación solar del Explorador de Energía Solar<sup>2</sup>, mediante un archivo GeoTIFF disponible públicamente<sup>3</sup>, y que cuenta con una resolución espacial de 1km/pixel.

#### b) Temperatura Media anual de Chile

La Temperatura Media anual se obtuvo a través de los datos de las estaciones meteorológicas de Chile, por medio de las plataformas informáticas de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC) y la Dirección general de Aguas (DGA). Estos datos son compilados por el (CR)<sup>2</sup> a través del Explorador Climático<sup>4</sup>. En específico para esta recopilación, se utilizaron 138 estaciones con datos de su promedio histórico anual entre los años 1946 y 2024.

Los datos recopilados del explorador climático del (CR)<sup>2</sup> fueron trabajados con el fin de espacializar la información a todo Chile. Si bien las estaciones meteorológicas de la DMC y DGA abarcan la mayoría de las regiones del país, esta información corresponde a un archivo vectorial de puntos. Para compatibilizar la información con la utilizada de DNI, se realizó una interpolación de los datos utilizando el método de la Interpolación con la Distancia Inversa Ponderada (IDW, por sus siglas en inglés) en el software QGIS. Como resultado, se obtuvo una imagen raster de aproximadamente 10 km/pixel. Posterior a esto, se utilizó una máscara de las regiones de Chile, para ajustar el ráster al territorio chileno.

#### c) Análisis cartográfico

Una vez trabajados los datos anteriormente señalados, se realizaron análisis cartográficos para visualizar la información recopilada, y otorgarle un valor y entendimiento territorial a lo obtenido.

Para efectos del entendimiento y uso de los datos, en términos territoriales, se utilizaron las zonas geográficas utilizadas en la presentación del anteproyecto "Revisión de la norma de Emisión de descargas residuos líquidos a aguas marinas y

<sup>2</sup> <https://solar.minenergia.cl/inicio>

<sup>3</sup> <https://solar.minenergia.cl/sig>

<sup>4</sup> <http://explorador.cr2.cl>

continentales superficiales (D.S. 90/2000)". Estas zonas corresponden a las siguientes:

Tabla 1. Distribución territorial según zonas de carga ambiental

| Zona | Nº Región | Nombre Región      |
|------|-----------|--------------------|
| A    | XV        | Arica y Parinacota |
|      | I         | Tarapacá           |
|      | II        | Antofagasta        |
| B    | III       | Atacama            |
|      | IV        | Coquimbo           |
| C    | V         | Valparaíso         |
|      | XIII      | Metropolitana      |
|      | VI        | O'Higgins          |
|      | VII       | del Maule          |
| D    | XV        | Ñuble              |
|      | VIII      | Biobío             |
|      | IX        | Araucanía          |
|      | X         | Los Lagos          |
| E    | XIV       | Los Ríos           |
|      | XI        | Aysén              |
|      | XII       | Magallanes         |

Fuente: Elaboración propia en base a zonificación contenida en el anteproyecto "Revisión de la norma de Emisión de descargas residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales (D.S. 90/2000)".

### 3.4 Posibles casos de alternativas para la normativa

Con los antecedentes anteriores, se establecieron grupos de información que podrían tener incidencia en el proceso de eutrofización, tales como características de las PTAS (tamaño o rangos de caudal de descarga), variables ambientales generales (temperatura y radiación) y la definición del estado de los cuerpos receptores. Para este último punto existen diferentes aristas o nomenclaturas para determinar si un cuerpo receptor está en buenas condiciones, por lo que se recogen experiencias de diferentes fuentes, tales como:

- La norma chilena NCh 1333.



- Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterránea (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, España, Madrid 2021)
- Sistema de Clasificación de Agua Holandés.

Establecido las características a considerar para la determinación del estado del cuerpo de agua, se procedió a realizar una propuesta basada en la combinatoria de los elementos antes descritos, en donde se identifica la necesidad o no de realizar el seguimiento del parámetro Nitrógeno Total (NT), como parte de las obligaciones normativas.

## 4. RESULTADOS DEL ANÁLISIS

### 4.1 Revisión bibliográfica

#### 4.1.1 Origen de descarga de nutrientes (Nitrógeno) en aguas superficiales

Las principales especies acuosas de Nitrógeno son: nitrato ( $\text{NO}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ). En aguas naturales superficiales ricas en oxígeno, la forma predominante es el nitrato, la especie más oxidada del Nitrógeno (Lizama, 2024). A continuación se entregan algunas definiciones útiles para comprender como se cuantifica el Nitrógeno (Lizama, 2024):

- Nitrógeno amoniacal =  $\text{N-NH}_3$
- Nitrógeno amonio =  $\text{N-NH}_4$
- Nitrógeno amoniacal =  $\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4$
- Nitrógeno total Kjeldahl NTK = N orgánico + N amoniacal
- Nitrógeno total NT =  $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NTK}$

Diversas investigaciones han buscado evaluar la contribución de las actividades antropogénicas en el deterioro de la calidad del agua en sistemas fluviales locales, regionales y continentales (Cuffney et al., 2000).

En el último siglo, los residuos de actividades antropogénicas (por ejemplo, residuos domésticos, agricultura, ganadería, industria agropecuaria, entre otros) han afectado a la mayoría de los ecosistemas de agua dulce (Rabalais, 2002). Como resultado, la carga total de nitrógeno como nitrato disuelto ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )<sup>5</sup> en los ríos ha aumentado casi seis veces y el fósforo como fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ) nueve veces por encima de los niveles preindustriales en los principales ríos de todo el mundo (Smith et al., 2003).

En lo que respecta al nitrógeno, es importante comprender que este elemento se encuentra en variadas formas en los cuerpos de aguas, siendo las principales el asociado a compuestos orgánicos (por ejemplo proteínas), e inorgánicos principalmente amoníacos ( $\text{NH}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Así

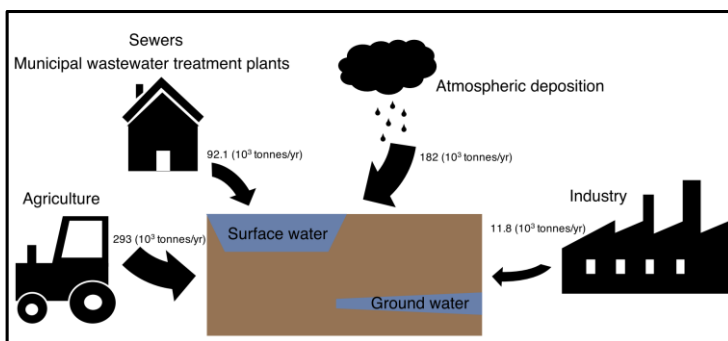
<sup>5</sup> Algunos reportes miden la carga en base a la concentración de N en el compuesto. La conversión es:  $\text{NO}_3^- = \text{NO}_3\text{-N} \times 4,43$

como también su presencia se debe a diversas fuentes emisoras. De acuerdo con Rahimi et. al (2020), las principales fuentes de nitrógeno que aportan a los cuerpos de agua y estuarios pueden ser las siguientes:

- La cuenca hidrográfica.
- Sistemas de eliminación de aguas residuales subterráneas (sépticas).
- Fuentes naturales.
- Escorrentía de superficies impermeables.
- Uso de Fertilizantes.
- Descargas de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS).
- Vertederos.
- Actividades agrícolas.
- Deposición atmosférica.
- Sedimentos ricos en nutrientes en las bahías.

Cabe mencionar que, dependiendo el caso y la ubicación, la combinación de estas fuentes de NT varían en tipo y proporción. Por ejemplo, la siguiente figura muestra las principales fuentes de carga de nitrógeno para cuerpos de agua fluviales y aguas subterráneas descritas en Canadá. Se puede observar que las mayores fuentes aportantes corresponden en primer lugar a la actividad agrícola (293 M ton/año, correspondiente al 51%), seguido por la deposición atmosférica (182 M ton/año, correspondiente al 31%) y en tercer lugar por las descargas de plantas de PTAS (92,1 M ton/año, correspondiente al 16%). Resulta interesante destacar que en este caso **la actividad agrícola aporta más de 3 veces lo que aporta la descarga de las PTAS.**

Figura 2. Aportes de nitrógeno a cuerpos de agua superficiales y subterráneos en Canadá.





Fuente: Rahimi et al., 2020.

Otro estudio, efectuado en Estados Unidos (Castro et al, 2003) cuantificó las entradas de nitrógeno a 34 estuarios en las costas Atlántica y del Golfo de los EEUU. Las entradas totales de nitrógeno variaron desde 1 kg N/ha/año en *Upper Laguna Madre*, Texas, hasta 49 kg N/ha/año en la bahía de Massachusetts, Massachusetts. En 20 de los 34 estuarios, las actividades agrícolas fueron la principal fuente de entradas de Nitrógeno. Específicamente, la aplicación de fertilizantes aportaba el 46% (promedio de estas 20 cuencas) y el estiércol con un 32,3% fueron las principales entradas de Nitrógeno Total a estas cuencas.

Por su parte, en 11 de los 34 estuarios estudiados, las actividades urbanas y agrícolas fueron las principales fuentes de nitrógeno. Con respecto a las fuentes urbanas, estas corresponden a los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, tanto de fuentes puntuales como de fosas sépticas, representando un 57% (promedio de las 11 cuencas) de las entradas de NT a estos estuarios. En ellas, los sistemas sépticos contribuyeron con un 10% y las escorrentías urbanas no puntuales aportaron un 5% de las entradas de NT a estos sistemas.

Con respecto a los aportes de NT mediante la deposición atmosférica, cuya causa principal está asociada a la emisión de gases NOx debido a la combustión, se estimó que dicho aporte no fue una fuente dominante de NT para la mayoría de los sistemas, aun cuando sí fue relevante en algunos casos.

Por otra parte, el estudio aporta antecedentes asociados al destino del nitrógeno, concluyendo que las cuencas hidrográficas retienen alrededor del 57% de la entrada de NT, sin embargo, existe mucha incertidumbre sobre el destino de la proporción restante.

Por su parte, en Chile también se ha evidenciado un aumento de nitrógeno en sus cuerpos de agua por efectos antrópicos. Históricamente, las principales actividades productivas en la región centro-sur de Chile han sido la agricultura, la silvicultura y la ganadería, cuyas intensidades han ido aumentando con el tiempo a medida que crece la población en esta región. Estudios previos han demostrado que la concentración y los flujos de nitrógeno disuelto en pequeñas cuencas hidrográficas de la región centro-sur de Chile aumentan significativamente debido a las actividades ya mencionadas (Ribbe et al., 2008).



#### 4.1.2 Disponibilidad de información a nivel nacional

La concentración de nitrógeno en ríos es altamente variable y depende de múltiples factores: clima, estación del año, régimen y características del río, fuentes de contaminación puntuales y difusas, etc (Lizama, 2024).

Tal como lo indica Lizama (2024), la principal base de datos de mediciones de calidad de agua corresponde al Banco Nacional de Aguas (BNA) de la Dirección General de Aguas (DGA). Lamentablemente, la única especie de nitrógeno monitoreada es el nitrato. La frecuencia y continuidad de estos monitoreos dependen de cada estación del BNA, por lo que no se cuenta con registros suficientes a nivel nacional. Esto queda demostrado en el hecho que el Atlas de Calidad del Agua (DGA, 2020) sólo incluyó promedios para el nitrógeno, y no se analizaron las tendencias generales, como se hizo para otros parámetros (e.g. pH, sulfato).

Esta situación da cuenta de que, pese a que existen varias décadas de monitoreo de la calidad del agua en Chile, no existe suficiente información que permita hacer un diagnóstico del estado de los cuerpos de agua en relación con la cantidad y evolución del nitrógeno presente en ellos.

#### 4.1.3 Eutrofización

Los nutrientes en el agua tales como el nitrógeno y el fósforo son esenciales para la vida acuática. A grandes rasgos, los ecosistemas acuáticos tienen la capacidad de absorber cantidades moderadas de nutrientes sin inducir floraciones de algas o alterar la calidad del agua o del hábitat. No obstante, la sobrecarga de estos nutrientes puede provocar un crecimiento descontrolado de vegetación acuática y algas, conocido como eutrofización. Este fenómeno reduce la claridad del agua y los niveles de oxígeno necesarios para la vida acuática, lo que puede resultar en la migración o muerte de peces y otros organismos acuáticos, generando con ello un deterioro de los ecosistemas acuáticos de ríos, cuerpos lacustres y/o estuarios (Pizarro et al., 2010).

La eutrofización es un desafío ecológico dado sus efectos en ecosistemas y la disponibilidad de agua para uso humano. Es más, es uno de los mayores problemas de calidad del agua a nivel mundial y Chile no es la excepción (Vega, Lizama y Pastén, 2018). Cabe mencionar que la eutrofización puede ocurrir de manera natural y gradual, pero la introducción antropogénica de nutrientes acelera este



proceso, resultando en efectos adversos como la reducción en la calidad del hábitat, lo cual afecta la cantidad y variedad de especies que pueden habitar un ecosistema.

Hasta la década del 80, existía un mayor consenso de que la eutrofización era causada principalmente por la sobre carga de fósforo y carbono en sistemas acuáticos de agua dulce y salobres. Posteriormente, a comienzos de los 90, estudios en estuarios mostraron que el nitrógeno es un nutriente limitante clave en la eutrofización de ecosistemas marinos costeros, contrastando con los estudios de que el fósforo era el principal nutriente limitante en cuerpos de agua dulce (Howarth y Marino, 2006)<sup>6</sup>.

Es relevante mencionar que la eutrofización no ocurre de la misma forma ni a la misma velocidad en diferentes ambientes, dado que se relaciona con las especificidades de cada ecosistema, dependiendo de condiciones locales tales como la dinámica, química de nutrientes, biodiversidad, caudal de escorrentía, entre otros factores. De esta forma los ecosistemas con mayor biodiversidad son más resilientes a perturbaciones, mientras que los ecosistemas con alta carga de nitrógeno son más susceptibles a invasiones de especies no nativas y a eventos destructivos como floraciones de algas nocivas y mortandades masivas de peces.

Adicionalmente, existen otros factores locales que influyen en la respuesta de un ecosistema al incremento de nutrientes. Estos factores se relacionan con la temperatura y radiación. Respecto a lo anterior, en un estudio realizado por Bouraï et al. (2020), se investigó cómo la eutrofización y el aumento de la temperatura interactúan para influir en las estructuras de comunidad del fitoplancton y los peces en los lagos. Se encontró que estas dos presiones ambientales tienen diferentes efectos sobre las comunidades acuáticas. Estos resultados resaltan la importancia de considerar las interacciones entre múltiples presiones ambientales al evaluar la sensibilidad de las comunidades acuáticas.

La relación entre la eutrofización y la temperatura se torna especialmente relevante en el contexto actual de cambio global, dado que el aumento de la temperatura puede aumentar de forma indirecta la liberación de nutrientes en los

---

<sup>6</sup> [https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0364](https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364)





sedimentos de lagos y de los suelos de la cuenca, promoviendo un crecimiento algal más rápido (Nazari-Sharabian et al., 2018). Además, las cianobacterias suelen crecer de manera más eficiente a altas temperaturas en comparación con otras especies de fitoplancton (Elliott et al., 2006). Este crecimiento acelerado de las cianobacterias debido al aumento de la temperatura sugiere que las floraciones se pueden formar más rápido, más temprano en el año y alcanzar tamaños más grandes con el aumento de la temperatura. Estos resultados sugieren que el cambio climático se podría erigir como un catalizador del proceso de eutrofización al crear condiciones que aumentan las cargas de nutrientes en los hábitats acuáticos y favorecen el rápido crecimiento de algas (Moss et al., 2011).

## 4.2 Propuesta de modificación al D.S. 90/2000 en materias de nutrientes

En Chile, existen legislaciones que aplican a cuerpos de aguas que exigen el monitoreo de diferentes compuestos de nitrógeno, haciendo complejo un seguimiento de causa y efecto de los aportes de este elemento en las cuencas. Este cuerpo normativo corresponde esencialmente al Decreto Supremo D.S. 90/2000, el que actualmente presenta una propuesta de modificación en curso.

Esta propuesta de modificación al D.S. 90/2000 tiene por objetivo actualizar la regulación de los contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales para mejorar la calidad del agua y proteger la salud humana y el medio ambiente. Algunas de las modificaciones incluidas corresponden a lo siguiente:

- Actualizar y modificar la normativa existente para mejorar su interpretación, implementación y control.
- Incorporar nuevas herramientas y estrategias para asegurar un mejor cumplimiento de los objetivos de la norma.
- Reducir las emisiones de contaminantes para mantener o aumentar los servicios ecosistémicos.

A continuación se analizarán específicamente los cambios referentes a las descargas en cuerpos fluviales y en estuarios las que se encontrarían reguladas por las Tablas 1 y 6 de la propuesta de actualización del D.S. 90/2000 respectivamente.

#### 4.2.1 Cambios normativos para regular la descarga a cuerpos fluviales

A continuación, en la Tabla 2, se presenta un cuadro comparativo de la Tabla 1 del D.S. 90/2000 con la regulación vigente respecto de su modificación en la propuesta de actualización:

Tabla 2. Comparación de la Tabla 1 actual en DS 90 vs la Tabla 1 en la propuesta

| Contaminante                         | Límite Máximo Permitido DS90 Actual (mg/L) | Límite Máximo Permitido Propuesta (mg/L) | Diferencia        |
|--------------------------------------|--|--|-------------------|
| Aceites y Grasas                     | 20   | 20                                       | Sin Cambio        |
| Aluminio                             | 5  | 5  | Sin Cambio        |
| Arsénico                             | 0,5  | 0,5                                      | Sin Cambio        |
| Boro                                 | 0,75                                       | 0,75                                     | Sin Cambio        |
| Cadmio                               | 0,01                                       | 0,01                                     | Sin Cambio        |
| Cianuro                              | 0,2  | 0,2                                      | Sin Cambio        |
| Cloruros                             | 400  | 400                                      | Sin Cambio        |
| Cobre Total                          | 1  | 1  | Sin Cambio        |
| Coliformes Fecales o Termotolerantes | 1000 (NMP/100 ml)                          | 1000 (NMP/100 ml)                        | Sin Cambio        |
| Cromo Hexavalente                    | 0,05                                       | 0,05                                     | Sin Cambio        |
| DBO5                                 | 35   | 35                                       | Sin Cambio        |
| Fluoruro                             | 1,5  | 1,5                                      | Sin Cambio        |
| Fósforo total                        | 10   | 10                                       | Sin Cambio        |
| Hidrocarburos Fijos                  | 10   | 10                                       | Sin Cambio        |
| Hierro Disuelto                      | 5  | 5  | Sin Cambio        |
| Índice de fenol                      | 0,5  | 0,5                                      | Sin Cambio        |
| Manganeso                            | 0,3  | 0,3                                      | Sin Cambio        |
| Mercurio                             | 0,001                                      | 0,001                                    | Sin Cambio        |
| Molibdeno                            | 1  | 1  | Sin Cambio        |
| Níquel                               | 0,2  | 0,2                                      | Sin Cambio        |
| <b>Nitrógeno Total Kjeldahl</b>      | <b>50</b>                                  | <b>50</b>                                | <b>Sin Cambio</b> |
| Pentaclorefenol                      | 0,009                                      | 0,009                                    | Sin Cambio        |
| PH                                   | 6,0 – 8,5                                  | 6,0 – 8,5                                | Sin Cambio        |
| Plomo                                | 0,05                                       | 0,05                                     | Sin Cambio        |
| Poder Espumógeno                     | 7 (mm)                                     | 7 (mm)                                   | Sin Cambio        |
| Selenio                              | 0,01                                       | 0,01                                     | Sin Cambio        |
| Sólidos Suspendidos Totales          | 80   | 80                                       | Sin Cambio        |
| Sulfatos                             | 1000                                       | 1000                                     | Sin Cambio        |

| Contaminante         | Límite Máximo Permitido DS90 Actual (mg/L) | Límite Máximo Permitido Propuesta (mg/L) | Diferencia                  |
|----------------------|--|--|-----------------------------|
| Sulfuros             | 1  | 1  | Sin Cambio                  |
| Temperatura          | 35 (°C)                                    | 35 (°C)                                  | Sin Cambio                  |
| Tetracloretano       | 0,04                                       | 0,04                                     | Sin Cambio                  |
| Tolueno              | 0,7  | 0,7                                      | Sin Cambio                  |
| Triclorometano       | 0,2  | -  | Removido en Propuesta       |
| Xileno               | 0,5  | 0,5                                      | Sin Cambio                  |
| Zinc                 | 3  | 3  | Sin Cambio                  |
| Cloro libre residual | -  | 0,5                                      | <b>Añadido en Propuesta</b> |
| Trihalometanos       | -  | 0,2                                      | <b>Añadido en Propuesta</b> |

Fuente: Elaboración propia.

Tal como se expone en la tabla precedente en relación al Nitrógeno, se aprecia que la actualización de la norma no considera un cambio en la forma de evaluación de este compuesto, manteniendo el parámetro Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) así como sus límites.

Al respecto cabe señalar que este parámetro (NTK), considera específicamente la suma del nitrógeno orgánico y la suma de las especies de amoníaco (NH<sub>3</sub>) y amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), no incluyendo otros aportes de nitrógeno tales como nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) que pueden ser fuentes importantes de nitrógeno debido a la combustión y/o al uso de ciertos fertilizantes y prácticas agrícolas que no estarían siendo considerados.

Respecto a esto, si bien la actualización de la norma, busca mejorar el control en la descarga de los contaminantes, llama la atención que no haya evaluado incluir otro parámetro más amplio como el Nitrógeno Total (NT), el que incluye aportes de nitrógeno como nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y permitiría establecer una base comparativa directa con los antecedentes recopilados en los distintos cuerpos de agua del país y la normativa internacional.

La evaluación del Nitrógeno con un parámetro como NTK puede tender a sobre ponderar el control de descarga de nutrientes por parte de las fuentes reguladas y descartar el potencial impacto de otras fuentes de NT aportantes a cuerpos fluviales que pudiesen ser incluso mayores, pudiendo en algunos casos particulares no lograrse el objetivo de mejorar la calidad cuando el principal aportante sea por parte de otras fuentes diferentes a las PTAS.

#### 4.2.2 Cambios normativos para regular la descarga a estuarios

Por otra parte, la propuesta de actualización del D.S. 90/2000 adiciona una nueva tabla, correspondiente a la Tabla 6, para regular las descargas dentro de los límites de los estuarios.

A continuación, en la Tabla 3, se muestra la mencionada Tabla 6 planteada en la propuesta de actualización del D.S. 90/2000:

Tabla 3. Identificación de requisitos de Tabla 6 según la propuesta del D.S. 90/2000

| Contaminante                         | Unidad     | Expresión        | Límite máximo permisible |
|--------------------------------------|------------|------------------|--------------------------|
| Aceites y Grasas                     | mg/L       | A Y G            | 20                       |
| Aluminio                             | mg/L       | Al               | 1                        |
| Arsénico                             | mg/L       | As               | 0,2                      |
| Boro                                 | mg/L       | B                | 0,75                     |
| Cadmio                               | mg/L       | Cd               | 0,01                     |
| Cianuro                              | mg/L       | CN <sup>-</sup>  | 0,2                      |
| Cloro libre residual                 | mg/L       | CLR              | 0,5                      |
| Cloruros                             | mg/L       | Cl <sup>-</sup>  | 400                      |
| Cobre                                | mg/L       | Cu               | 0,1                      |
| Coliformes fecales o Termotolerantes | NMP/100 mL | Coli/100 mL      | 1000                     |
| Cromo hexavalente                    | mg/L       | Cr <sup>6+</sup> | 0,05                     |
| Cromo Total                          | mg/L       | Cr total         | 0,5                      |
| DBO5                                 | mgOz/L     | DBO <sub>5</sub> | 35                       |
| Estaño                               | mg/L       | Sn               | 0,5                      |
| Fluoruro                             | mg/L       | F <sup>-</sup>   | 1,5                      |
| Fósforo total                        | mg/L       | P                | 2                        |

| Contaminante                | Unidad      | Expresión   | Límite máximo permisible |
|-----------------------------|-------------|---|--------------------------|
| Hidrocarburos fijos         | mg/L        | HF  | 10                       |
| Hierro disuelto             | mg/L        | Fe  | 5                        |
| Índice de Fenol             | mg/L        | Fenoles   | 0,5                      |
| Manganeso                   | mg/L        | Mn  | 0,3                      |
| Mercurio                    | mg/L        | Hg  | 0,001                    |
| Molibdeno                   | mq/L        | Mo  | 1                        |
| Níquel                      | mg/L        | Ni  | 0,2                      |
| <b>Nitrógeno total</b>      | <b>mg/L</b> | <b>N</b>  | <b>10</b>                |
| Pentaclorofenol             | mg/L        | C <sub>6</sub> OHCl <sub>5</sub>                            | 0,009                    |
| pH                          | unidad      | pH  | 6,0 - 8,5                |
| Plomo                       | mg/L        | Pb  | 0,05                     |
| Poder Espumógeno            | mm          | PE  | 7                        |
| SAAM                        | mg/L        | SAAM  | 10                       |
| Selenio                     | mg/L        | Se  | 0,01                     |
| Sólidos sedimentables       | mL/L 1 h    | S. SED  | 5                        |
| Sólidos suspendidos totales | mg/L        | SST   | 80                       |
| Sulfato                     | mg/L        | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>                               | 1000                     |
| Sulfuros                    | mg/L        | S <sup>2-</sup>   | 1                        |
| Temperatura                 | mg/L        | C T   | 30                       |
| Tetracloroetano             | mg/L        | C <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>                              | 0,04                     |
| Tolueno                     | mg/L        | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub>               | 0,7                      |
| Trihalometanos              | mg/L        | THMs  | 0,1                      |
| Xileno                      | mg/L        | C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> | 0,5                      |
| Zinc                        | mg/L        | Zn  | 3                        |

Fuente: Propuesta MMA publicada en Diario Oficial.

Tal como se expone en la Tabla precedente, la nueva Tabla 6 que regula la descarga de contaminantes en estuarios incluye como parámetro para medir la concentración de Nitrógeno, el parámetro Nitrógeno Total (NT) el que agrupa una mayor diversidad de compuestos nitrogenados y resulta un mejor indicador de la descarga de este elemento hacia el cuerpo receptor.

### 4.3 Revisión de Normativa Internacional sobre descarga de nutrientes

A continuación, se presentan los resultados de la revisión de normativa internacional relacionada con la descarga de nutrientes en cuerpos de aguas, específicamente relativas a la exigencia de monitorear diferentes compuestos de nitrógeno.

#### 4.3.1 Estados Unidos

En el caso de Estados Unidos, los límites de descarga de nitrógeno para una PTAS dependen de varios factores, tales como:

- Ubicación de la planta: Los límites pueden ser más estrictos en áreas con ecosistemas sensibles o con problemas de calidad del agua.
- Tamaño de la planta: Las plantas más grandes generalmente tienen límites más estrictos.
- Tipo de tratamiento: Las plantas que utilizan tecnologías de tratamiento más avanzadas pueden tener límites más laxos.

A su vez, se utilizan los siguientes parámetros para medir la presencia de Nitrógeno en los cuerpos de agua:

- Nitrógeno total (NT): Este es el parámetro más comúnmente regulado y se refiere a la cantidad total de nitrógeno presente en el agua, incluyendo nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato.
- Nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>): Este parámetro se regula con frecuencia en aguas donde la nitrificación (el proceso por el cual el amonio se convierte en nitrito y nitrato) es limitada.

Por su parte, los límites de descarga de NT y NH<sub>3</sub> para las plantas de aguas servidas en EEUU varían considerablemente, ajustándose a las características de las plantas, pero algunos rangos a modo de ejemplo son:

- NT: 10 mg/L a 30 mg/L
- NH<sub>3</sub>: 4 mg/L a 10 mg/L



Es importante tener en cuenta que los límites de descarga específicos para una PTAS están regulados mediante el Sistema Nacional de Eliminación de Descargas Contaminantes (NPDES por sus siglas en inglés), que es emitido por la agencia ambiental estatal o federal. Además, los permisos de descarga pueden incluir otros requisitos adicionales a los límites de descarga de nitrógeno, tales como requisitos de monitoreo y presentación de informes.

Por otra parte, cabe mencionar que el año 2022, la Agencia de Protección ambiental EPA (por sus siglas en inglés *Environmental Protection Agency*) publicó el Memorándum de Reducción de Nutrientes, el cual detalla los planes de la Oficina de Agua de la EPA para acelerar el progreso en el control de la contaminación por nutrientes en las aguas de la nación. El plan contempla varios enfoques, desde la sistematización y evaluación de datos existentes, creación herramientas, enfoques de financiamiento y estrategias de implementación. La EPA tiene la intención de integrar los objetivos de la Ley de Agua Potable Segura y la Ley de Agua Limpia en un enfoque para encontrar soluciones duraderas para la reducción de la contaminación por nutrientes. Además, prevé fomentar e incorporar innovaciones, asociaciones y oportunidades para invertir en agua limpia y segura bajo la Ley de Infraestructura Bipartidista para acelerar el progreso en la reducción de la contaminación por nutrientes.

El Memorándum de 2022 establece cinco principios rectores para acelerar el control de la contaminación por nutrientes: (1) avanzar en la equidad y la justicia ambiental, (2) construir y fomentar asociaciones, (3) considerar la opinión de la ciencia e invertir en soluciones basadas en datos, (4) apoyar la innovación, y (5) escalar iniciativas exitosas. Estos principios conducen a tres estrategias principales y acciones asociadas que continuarán impulsando las reducciones de nutrientes:

1. Profundizar Asociaciones Colaborativas con la Agricultura: Colaboración activa con el liderazgo del USDA (United States Department of Agriculture) para construir y mantener conexiones y momento para dirigir fondos, cuando sea factible, a las ubicaciones y prácticas que generarán las reducciones más significativas en cargas de nutrientes. Expandir compromisos con partes interesadas agrícolas y resaltar su innovación y éxitos en reducir las cargas de nutrientes a los cuerpos de agua. Profundizar la colaboración en el terreno con el USDA, estados, territorios, tribus y partes interesadas en áreas geográficas clave para aprovechar las actividades



actuales de la EPA e identificar oportunidades adicionales para ayudar a reducir la contaminación por nutrientes.

2. Redoblar los Esfuerzos de la EPA para apoyar a los estados, tribus y territorios para lograr reducciones de contaminación por nutrientes de todas las fuentes. Fomentar a los estados a usar un enfoque de Una Sola Agua para ofrecer una gama de beneficios de calidad del agua, incluida la protección de las fuentes de agua potable. Promover financiamiento en innovación y usar la flexibilidad del marco regulatorio de la Ley de Agua Limpia o "Clear Water Act" (CWA) para estimular el desarrollo de tecnologías más efectivas, impulsar enfoques basados en el mercado, incluyendo el comercio de calidad del agua, agregación de créditos por terceros y bancos, y asociaciones más fuertes entre el sector agrícola y el del agua.
3. Utilizar las Autoridades de la CWA de la EPA para Impulsar el Progreso, la innovación y la colaboración. Instar a una adopción más robusta de criterios numéricos de nutrientes, particularmente las nuevas recomendaciones de criterios numéricos basados en la respuesta al estrés para abordar la contaminación por nutrientes en lagos y reservorios, en estándares de calidad del agua. Usar más plenamente el proceso de evaluación y listado de la CWA para identificar deterioros relacionados con nutrientes y asistir a los estados en el desarrollo y establecimiento de los valores carga diaria máxima de contaminantes (o TMDLs) y otros planes de restauración para reducir la contaminación por nutrientes. Reducir aún más las cargas de nutrientes de fuentes puntuales brindando un fuerte apoyo a enfoques de permisos innovadores que pueden impulsar reducciones de nutrientes más profundas y sostenidas.

De esta manera, la institucionalidad ambiental de Estados Unidos comprende la necesidad de aunar esfuerzos, para que la legislación aplicable se enfoque en la diversidad de casos existentes, intentando confluir los criterios ya utilizados, como la ubicación y tamaño de la fuente y los lineamientos transversales de equidad, justicia, ciencia e innovación. Es importante destacar que, como parte de la equidad y justicia, se contemplan las distintas fuentes y en especial se plantea un trabajo específico con el rubro agrícola dada su alta incidencia en la problemática.

Por su parte, el NPDES es un programa federal de los EEUU que regula las descargas de contaminantes desde fuentes puntuales a las aguas de los Estados Unidos. Las





fuentes puntuales son instalaciones o actividades que descargan contaminantes a las aguas de una manera controlada, como plantas de tratamiento de aguas residuales, plantas de agua potable, fábricas y granjas.

El programa establece límites a la cantidad y el tipo de contaminantes que se pueden descargar a las aguas, con el objetivo de proteger la salud humana y el medio ambiente. Este programa funciona de la siguiente manera:

- Las instalaciones y actividades que descargan contaminantes a las aguas deben obtener un permiso NPDES de la EPA o de un estado autorizado por la EPA.
- El permiso NPDES establece los límites de descarga que la instalación o actividad específica debe cumplir.
- La EPA o el estado autorizado realiza inspecciones periódicas para verificar que las instalaciones y actividades cumplan con los límites de descarga establecidos en su permiso NPDES.

En cada estado de los Estados Unidos, la EPA ha autorizado a una agencia estatal para administrar el programa NPDES. Estas agencias estatales trabajan con la EPA para garantizar que las instalaciones y actividades que descargan contaminantes a las aguas cumplan con las leyes y regulaciones federales.

En el caso de las descargas de NT por parte de las PTAS, hasta el año 2016, solo un 2% del total de las grandes plantas de tratamiento de los EEUU tenía una restricción de descarga de N<sup>7</sup> y un 34% tenía una restricción de descarga para NT y/o P. Esto quiere decir que esta normativa regula fuentes con determinadas características, dejando libre de obligación aquellas que no califican según los criterios dispuestos.

En 1987, se estableció el Programa Nacional de Estuarios (NEP)<sup>8</sup> de la EPA, el cual es un programa no regulatorio diseñado para mejorar las aguas, hábitats y recursos vivos de 28 estuarios a lo largo de EEUU. El programa busca responder de manera innovadora a las amenazas contra los estuarios. Este programa no desarrolla límites de descarga de contaminantes de manera general. Cada NEP desarrolla e

<sup>7</sup> [https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-06/documents/potw\\_nutrient\\_lim\\_and\\_mon\\_as\\_of\\_2\\_5\\_2016\\_2.08.17.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-06/documents/potw_nutrient_lim_and_mon_as_of_2_5_2016_2.08.17.pdf)

<sup>8</sup> <https://espanol.epa.gov/espanol/el-programa-nacional-de-estuarios-nep>



implementa un Plan Integral de Conservación y Manejo (CCMP) basado en prioridades locales. Los NEP involucran a la comunidad en el proceso de toma de decisiones y la EPA proporciona financiamiento anual, orientación y asistencia técnica. Los CCMPs son planes a largo plazo con acciones sostenidas para proteger y restaurar la calidad del agua y los recursos vivos, reflejando desafíos, prioridades y acciones determinadas por actores locales.

Los NEP abordan mediante investigación la caracterización de las fuentes puntuales y difusas de los contaminantes en el estuario en particular. Además, colabora en el establecimiento de los límites de cargas de nutrientes, como nitrógeno y fósforo. Las fuentes de nutrientes incluyen puntos fijos y difusos como descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales, escorrentía de aguas pluviales, sistemas sépticos defectuosos, sedimentos en escorrentía urbana, desechos animales, deposición atmosférica de plantas de energía o vehículos y descargas de aguas subterráneas. Los Programas de Estuario han implementado prácticas de gestión para reducir la contaminación por nutrientes, mejorando la calidad del agua y la salud del ecosistema.

En el Anexo 1 (acápito 7.1), se presentan dos ejemplos de normativas específicas referidas al estado del cuerpo receptor, los aportantes de la cuenca y los requisitos para las fuentes emisoras. Resulta fundamental destacar el hecho de que el análisis se realiza sobre todas las fuentes posibles, dando prioridad a aquellas que tienen una mayor contribución.

#### 4.3.2 Reino Unido y Comunidad Europea

En el Reino Unido, el marco regulatorio para las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas se establece mediante la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (UWWTD)<sup>9</sup> de la Unión Europea, adoptada en 1991 bajo la referencia 91/271/EEC<sup>10</sup> y su enmienda 98/15/CE. Esta Directiva se implementa a nivel nacional a través de las Regulaciones de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas de 1994. La UWWTD tiene como objetivo proteger el medio ambiente de los efectos adversos del vertido de aguas residuales urbanas e industriales. Dentro

<sup>9</sup><https://www.data.gov.uk/dataset/0f20d4e2-6811-48c7-b876-ad1287f08dcb/sensitive-areas-eutrophic-coastal>

<sup>10</sup><https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31991L0271>



de este marco, se da especial atención a las áreas sensibles, como estuarios y cuerpos de agua en riesgo de producirse eutrofización.

Bajo las regulaciones del Reino Unido, el Departamento de Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales (DEFRA) es responsable de designar estas áreas sensibles. La identificación de áreas eutróficas sensibles es crucial, ya que en estas zonas se requieren estándares de tratamiento más rigurosos para las aguas residuales antes de su descarga, para evitar el deterioro de la calidad del agua y proteger la vida acuática.

La agencia medioambiental de Reino Unido dispone un sistema abierto de información en el cual se puede acceder a archivos shape para que sirva de herramienta para identificar las áreas designadas como sensibles debido a la eutrofización<sup>11</sup>. Esto comprende ríos, lagos, puertos y estuarios que ya están afectados o en riesgo de eutrofización, lo que refleja la continua necesidad de vigilancia y regulación estricta para mitigar los impactos ambientales de las descargas de aguas residuales en el Reino Unido.

La Directiva 91/271/CEE exige las siguientes condiciones:

- La recolección y tratamiento de las aguas residuales en todas las zonas urbanas con más de 2000 habitantes.
- El tratamiento secundario de todas las descargas de zonas urbanas con más de 2000 habitantes, y tratamiento más avanzado para zonas urbanas con más de 10000 habitantes en cuencas con aguas sensibles.
- Pre-autorización de todas las descargas de aguas residuales urbanas, descargas de la industria de procesamiento de alimentos y descargas industriales en sistemas de recolección de aguas residuales urbanas.
- Monitoreo del rendimiento de las plantas de tratamiento y de las aguas receptoras.
- Controles de la disposición y reutilización de lodos de aguas residuales, y reutilización de aguas residuales tratadas siempre que sea apropiado.

---

<sup>11</sup><https://environment.data.gov.uk/explore/6e908d30-d465-11e4-ba2a-f0def148f590?download=true>

Adicionalmente, en 1998 se estableció la enmienda de la Directiva 98/15/CE de la Comunidad Europea que actualizó la norma y estableció los siguientes límites de descarga de nutrientes para zonas sensibles<sup>12</sup>:

Tabla 4. Requisitos de la Directiva 98/15/CE para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización

| Parámetros      | Concentración   | Porcentaje mínimo de reducción respecto a la carga del caudal de entrada | Método de medida de referencia            |
|-----------------|---|--|---|
| Fósforo total   | 2 mg/l (de 10 000 a 100 000 e-h)<br>1 mg/l (más de 100 000 e-h)   | 80   | Espectrofotometría de absorción molecular |
| Nitrógeno total | 15 mg/l (de 10 000 a 100 000 e-h)<br>10 mg/l (más de 100 000 e-h) | 70 - 80  | Espectrofotometría de absorción molecular |

Fuente: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0015>.

Donde la unidad "e-h" corresponde a "equivalentes-habitante", y representa la cantidad de contaminación que podría producir una persona promedio en un día. Esta es una forma de estandarizar la carga contaminante para compararla con la población o el uso, facilitando así la planificación y el diseño de infraestructuras de tratamiento.

La Directiva establece cierta flexibilización de la norma. Por ejemplo, según la situación local, se podrán aplicar uno o los dos parámetros. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Para el caso del parámetro de NT, estos valores de concentración constituyen medias anuales. No obstante, los requisitos relativos al nitrógeno pueden comprobarse mediante medias diarias cuando se demuestre que se obtiene el mismo nivel de protección.

En ese caso, la media diaria no deberá superar los 20 mg/l de NT para todas las muestras, cuando la temperatura del efluente del reactor biológico sea superior o

<sup>12</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0015>



igual a 12°C. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales.

Adicionalmente, la norma da dos opciones de cumplimiento; descargar una concentración con límite de entre 10 a 15 mg/L de NT, o lograr una reducción porcentual con respecto a la concentración inicial de 70-80%.

En octubre de 2022, la Comisión Europea realizó una revisión a la Directiva para actualizarla y avanzar a un estándar de conservación del agua y los ecosistemas más sostenible. La revisión se realizó en un plazo de un año y medio, y logró concretar un acuerdo que constituye La Nueva Directiva Europea sobre aguas residuales urbanas 91/271. La nueva Directiva establece plazos para la implementación de tratamientos secundarios, terciarios y cuaternarios en las aguas residuales urbanas, con el objetivo de mejorar la calidad del agua y proteger el medio ambiente, estos plazos superan los 10 años de implementación, llegando incluso hasta los 23 años en el caso de tratamientos cuaternarios<sup>13</sup>.

Otro aspecto en el cual se enfoca la Directiva es la aplicación del principio de "quien contamina paga". En esta línea se impone la Responsabilidad ampliada del productor, exigiéndose que las industrias más contaminantes, los productos farmacéuticos y cosméticos, deban pagar al menos el 80% del coste de eliminación de microcontaminantes (tratamiento cuaternario) y no que sean asumidas por las tarifas del agua o el presupuesto público. Para aplicar esta regla, se promueve una mayor colaboración entre las industrias y entes gestores del agua, fomentando prácticas de producción más limpias y la reducción de contaminantes en el origen.

---

<sup>13</sup> Para instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) se exige al 2039, tratamiento terciario (eliminación de nitrógeno y fósforo) y al 2045, tratamiento cuaternario (eliminación de un amplio espectro de microcontaminantes, en particular de los procedentes de productos farmacéuticos y cosméticos tóxicos).



#### 4.3.3 Australia

En el caso de Australia, la regulación de la descarga de contaminantes desde las PTAS se lleva a cabo a nivel federal, estatal y territorial.

Existen varias regulaciones relacionadas a la descarga de contaminantes, entre las cuales se encuentran:

- Ley de Protección del Medio Ambiente y Conservación de la Biodiversidad (EPBC Act) 1999: Esta ley establece el marco general para la protección del medio ambiente en Australia, incluyendo la prevención de la contaminación del agua.
- Reglamento Nacional de Gestión de Aguas Residuales (*National Wastewater Management Strategy*) 2013: Este reglamento proporciona un marco nacional para la gestión de las aguas residuales, incluyendo la descarga de contaminantes.
- Directrices australianas para la reutilización del agua (*Australian Guidelines for Water Recycling*) 2006: Estas directrices establecen los requisitos de calidad del agua para la reutilización del agua residual, incluyendo los límites de descarga de contaminantes.

Es importante señalar que, si bien se presentan en este documento los límites asociados a Nitrógeno para esta regulación, existe excepciones en la obligatoriedad de monitorear este parámetro, ya que en casos de sistemas de tratamiento de menor tamaño, lugares no sensibles a la eutrofización o que cuenten con tecnologías de tratamiento, resulta innecesario realizar el seguimiento del NT.

#### Límites de descarga de nitrógeno:

Los límites de descarga de NT para las PTAS varían según el estado o territorio. En general, los límites se basan en la concentración de NT y/o nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) en el agua residual descargada. Por ejemplo, para el caso de Queensland, los límites de descarga varían según el tamaño de la planta (o en otras palabras el



volumen de descarga)<sup>14</sup>, para pequeñas plantas (100 a 1500 habitantes) el límite corresponde a una mediana anual de 15 mg/L, para plantas de tamaño mediano (1500 a 4000 habitantes), la mediana anual es de 7 mg/L y para grandes plantas de tratamiento (> 4000 habitantes), la mediana anual es de 5 mg/L.

Las Directrices australianas para la reutilización del agua establecen requisitos más estrictos para la descarga de contaminantes en cuerpos de agua sensibles, como los estuarios. Estos requisitos pueden incluir:

- Límites de descarga más bajos para contaminantes como el nitrógeno y el fósforo.
- Requisitos adicionales de tratamiento, como la desinfección.
- Monitoreo ambiental más estricto.

De esta manera la normativa australiana también conjuga elementos como el tamaño de las plantas e introduce en algunos casos requisitos asociados a cuerpos de agua reconocidos como sensibles. Es decir, presenta restricciones diferenciadas por tipo de fuente y emplazamiento.

#### 4.3.4 Canadá

La regulación de la descarga de nutrientes como el NT en Canadá es manejada a través de un marco de políticas y leyes federales y provinciales/territoriales. A nivel federal, la Ley de Pesca (*Fisheries Act*) y la Ley de Protección del Medio Ambiente de Canadá (*Canadian Environmental Protection Act*) establecen las directrices generales para la descarga de contaminantes en las aguas. Además, las directrices específicas para el tratamiento de aguas residuales y la descarga de nutrientes pueden estar detalladas en las regulaciones y los permisos emitidos por *Environment and Climate Change Canada* (ECCC).

Los límites y criterios específicos de descarga de NT y otros compuestos dependen de la ubicación de la PTAS, su tamaño y del cuerpo de agua receptor. En general, se pueden establecer límites para varias formas de N, incluyendo nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico total. Además, los límites pueden ser

<sup>14</sup> <https://www.publications.qld.gov.au/ckan-publications-attachments-prod/resources/5448f572-b99c-4085-bd90-8f93a8879478/desi-gbr-leading-practice-stp-em-review-final-30-jan-2024-metadata.pdf?ETag=7ed75e4fe151259b3156fcc0b9c2d7dc&ref=snapshot.bcsda.org.au>

diferentes dependiendo de si el efluente se descarga en agua dulce o salada, y si hay preocupaciones específicas de eutrofización o protección de hábitats sensibles.

La regulación canadiense de descarga de aguas residuales tratadas establece parámetros de calidad para las plantas de tratamiento de aguas. Para descargas en la zona no saturada del suelo existen diferentes niveles de exigencia para los efluentes de las PTAS en clases (A, B, C, D) según el nivel de tratamiento recibido. Además, para la descarga en cuerpos de aguas, se exigen niveles específicos de calidad del efluente en función del tamaño de la descarga, su relación con la capacidad de dilución con el cuerpo receptor y del tipo del cuerpo receptor.

A nivel provincial y territorial, las regulaciones pueden variar significativamente, ya que cada jurisdicción puede establecer sus propios estándares y requisitos de tratamiento. Por ejemplo, British Columbia opera bajo el Reglamento de Residuos Líquidos Municipales. En conformidad con este reglamento, las descargas de las PTAS en British Columbia deben cumplir con los requisitos de calidad del efluente de las PTAS aplicables según las tablas 9, 10 y 11 de la norma, las que se resumen en la siguiente Tabla 5 adaptada:

Tabla 5. Requisitos de descarga de PTAS en cuerpos de aguas superficiales en la Provincia de Columbia Británica, Canadá (Parte 6 de la norma)

| Tamaño de la PTAS               | Parámetros de calidad del efluente | Tipo de cuerpo receptor y condiciones |                     |                       |                      |           |
|---------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|---------------------|-----------------------|----------------------|-----------|
|                                 |                                    | Arroyos, ríos y estuarios             |                     | Lagos                 | Aguas marinas        |           |
|                                 |                                    | Tasa de dilución                      |                     | Columna C. Superficie | Columna D            | Columna E |
|                                 |                                    | Columna A. Dilución                   | Columna B. Dilución | En aguas abiertas     | En bahía o embayados |           |
| < 10 m <sup>3</sup> /día        | DBO <sub>5</sub> y SST (mg/L)      | ≥ 40:1                                | ≥ 10:1              | ≥ 100 ha              | n/a                  | n/a       |
| ≥ 10 m <sup>3</sup> /día y ≤ 50 | DBO <sub>5</sub> y SST (mg/L)      | ≤ 45                                  | ≤ 10                | ≤ 45                  | ≤ 130                | ≤ 45      |



| Tamaño de la PTAS        | Parámetros de calidad del efluente | Tipo de cuerpo receptor y condiciones |                     |                       |               |           |
|--------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|---------------------|-----------------------|---------------|-----------|
|                          |                                    | Arroyos, ríos y estuarios             |                     | Lagos                 | Aguas marinas |           |
|                          |                                    | Tasa de dilución                      |                     |                       | Columna D     | Columna E |
|                          |                                    | Columna A. Dilución                   | Columna B. Dilución | Columna C. Superficie |               |           |
| m <sup>3</sup> /día      |                                    | ≥ 40:1                                | ≥ 10:1              | ≥ 100 ha              |               |           |
| > 50 m <sup>3</sup> /día | DBO <sub>5</sub> y SST (mg/L)      | ≤ 45                                  | ≤ 10                | ≤ 45                  | ≤ 45          | ≤ 45      |
|                          | pH                                 | 6 - 9                                 | 6 - 9               | 6 - 9                 | 6 - 9         | 6 - 9     |
|                          | Fósforo total (P) (mg/L)           | ≤ 1                                   | ≤ 1                 | ≤ 1                   | n/a           | n/a       |
|                          | Ortofosfato (mg/L)                 | ≤ 0.5                                 | ≤ 0.5               | ≤ 0.5                 | n/a           | n/a       |

Fuente: [https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/87\\_2012](https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/87_2012)

Es importante destacar que no se especifican límites de descarga para el NT en los efluentes de PTAS que descargan a cuerpos de aguas. En contraste, la misma norma si exige límites de descarga de nitrógeno para las PTAS que infiltren sus efluentes a la zona no saturada del suelo.

Tabla 6. Requerimientos de calidad de efluente para descargas en zona no saturada del suelo para PTAS en la Provincia de Columbia Británica, Canadá, (Parte 5 de la norma)

| Requerimiento                   | Clase A       | Clase B | Clase C |
|---------------------------------|---------------|---------|---------|
| DBO <sub>5</sub> (mg/L)         | 10            | 10      | 45      |
| TSS (mg/L)                      | 10            | 10      | 45      |
| Coliformes fecales (MPN/100 mL) | 2.2           | 400     | n/a     |
| Nitrógeno (mg/L)                | Nitrato-N: 10 | n/a     | n/a     |
|                                 | NT: 20        |         |         |

Fuente: Adaptado de [https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/87\\_2012](https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/87_2012)



Las Clases A, B y C mencionadas en la tabla anterior corresponden a los requerimientos de calidad del efluente en base a la tecnología de la PTAS, las cuales corresponden a las siguientes:

- Clase A, siendo efluente de las PTAS de alta calidad resultante de un tratamiento avanzado con la adición de desinfección y reducción de N.
- Clase B, siendo efluente de las PTAS de alta calidad resultante de un tratamiento avanzado.
- Clase C, siendo efluente de las PTAS resultante de un tratamiento secundario.

#### 4.4 Diagnóstico de Desempeño Ambiental de Chile (OCDE)

Tal como ya se indicó, en marzo de 2024 se hizo pública la tercera Evaluación de Desempeño Ambiental (EDA) de Chile realizada por la OCDE, que en esta edición tuvo un especial foco en la gestión y políticas de agua, lo cual incluyó aspectos relacionados tanto con las asignaciones del recurso como de la calidad del agua, y dentro de lo último, abordó el tema de los nutrientes desde una perspectiva amplia.

A continuación, se presenta un resumen de ciertos aspectos relevados por la OCDE que son de especial relevancia para el presente análisis.

##### 4.4.1 Diversidad de fuentes de contaminación

Se identificaron las principales fuentes de contaminación del agua en Chile, dentro de las cuales se destacan varias actividades pertenecientes a diversos sectores económicos, entre ellos los vertidos de aguas industriales, agricultura, acuicultura, minería y sanitaria (PTAS). Se releva el hecho de que la energía, la pesca y la acuicultura producen la mayor parte de las aguas residuales industriales. Las descargas de la minería, la infraestructura portuaria y de transporte y la industria manufacturera también contribuyen a la contaminación del agua.

Según los datos disponibles, los cloruros (y sustancias afines) representaron la mayor parte (45%) de los contaminantes del agua en 2020, y los sulfatos y sulfuros, en torno al 34%. La contaminación difusa procedente de la agricultura es preocupante, con altos niveles de nitratos y pesticidas observados en las aguas superficiales. La minería y otras actividades industriales, principalmente en el norte y centro del país, son también fuentes importantes de contaminación. Esto hace que la



contaminación por metales pesados sea una grave preocupación y un desafío para el suministro de agua potable y el riego (Vega, Lizama y Pastén, 2018).

#### 4.4.2 Normas Secundarias de Calidad Ambiental

De las 101 cuencas, sólo 6 tienen normas secundarias de calidad ambiental (NSCA). Otras ocho NSCA están en fase de elaboración. La elaboración de estas normas de calidad ambiental es compleja y lenta, y los recursos humanos dedicados son limitados. Para elaborar las normas de calidad del agua y de emisiones se analizan los costes y beneficios económicos. Aunque se trata de una buena práctica, las metodologías que se suelen aplicar no suelen captar importantes beneficios no relacionados con el mercado, como la mejora de los servicios ecosistémicos.

Chile debería acelerar el desarrollo de normas secundarias para la calidad del agua. Se podría definir una lista estándar de parámetros básicos de calidad del agua para el territorio nacional con el fin de simplificar el proceso. La aplicación de medidas para alcanzar las normas secundarias nacionales podría centrarse inicialmente en las cuencas prioritarias.

#### 4.4.3 Normas de Emisión

La cobertura de las normas de emisión de aguas residuales sigue siendo dispareja y algunas de ellas no se han actualizado en las dos últimas décadas, aunque actualmente están en revisión. Hay tres normas principales: alcantarillado (DS 609/1998), aguas superficiales (DS 90/2000) y aguas subterráneas (DS 46/2006).

Las normas de emisión cubren algunos contaminantes regulados, pero no todos, y sólo determinadas actividades y sectores. Tampoco definen el alcance del tratamiento primario, secundario o terciario. No existen normas y reglamentos específicos para las fuentes de aguas residuales agrícolas, incluida la acuicultura. Las normas de emisión de aguas residuales están desconectadas de las normas secundarias de calidad ambiental.

El tratamiento terciario de las aguas residuales no es necesario para cumplir las normas de vertido, ya que el tratamiento secundario (principalmente lodos activados) es suficiente. La reforma del DS 90/2000 aumenta el rigor de las normas de vertido para determinadas masas de agua superficiales. Sin embargo, no contempla parámetros o límites que requieran un tratamiento terciario para cumplir la norma. La remoción de nutrientes en las plantas de tratamiento de aguas residuales es necesaria para evitar la descarga excesiva de estos en los cuerpos de



agua receptores, lo cual contribuye a la eutrofización. Esta es una práctica común en muchos países de la OCDE, pero limitada en Chile (Vega, Lizama y Pastén, 2018).

Exigir la eliminación de nutrientes en el tratamiento de las aguas residuales reduciría el vertido excesivo de nutrientes a las masas de agua receptoras y, por tanto, la eutrofización (Vega, Lizama y Pastén, 2018).

#### 4.4.4 Información ambiental de calidad del agua

Chile dispone de varios instrumentos de vigilancia de la calidad del agua. La red de 1.523 estaciones de monitoreo de la DGA cubre 78 de las 101 cuencas (77%). Esto supone una mejora respecto a las 829 estaciones de 2014, donde solo el 61% de las cuencas se monitoreaban activamente (Vega, Lizama y Pastén, 2018).

A pesar de los avances en los últimos años, el monitoreo de la calidad del agua está fragmentado en diferentes instituciones. Los datos y el seguimiento incompletos de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, incluida la falta de indicadores ambientales clave como los balances de nitrógeno y fósforo, impiden una evaluación exhaustiva de la contaminación del agua y consecuentemente la toma de decisiones y el desarrollo de políticas para mejorar la calidad del agua.

#### 4.4.5 Recomendaciones

Algunas de las recomendaciones que emanan del informe de la OCDE relacionadas con la calidad del agua se listan a continuación.

- Actualizar las normas de calidad del agua.
- Acelerar la elaboración de normas secundarias de calidad del agua centradas en las cuencas prioritarias; simplificar el proceso definiendo una lista estándar de parámetros básicos de calidad del agua para el territorio nacional, con parámetros adicionales adaptados a cuencas y zonas protegidas específicas.
- Elaborar y aplicar Planes de Prevención y Descontaminación (PPDC) para los cuerpos de agua afectados.
- Adoptar normas de emisión más estrictas, ampliar su cobertura a otras fuentes clave de contaminación mediante el desarrollo de normas de

emisiones específicas para los sectores productivos, especialmente la agricultura, incluida la acuicultura, entre otros.

- Establecer un vínculo explícito entre las normas de emisión y las normas secundarias de calidad ambiental, como es práctica común en la mayoría de los países de la OCDE.
- Reforzar la vigilancia de la calidad del agua.
- Elaborar una lista de vigilancia de sustancias contaminantes de interés emergente.
- Avanzar en el tratamiento terciario de las aguas residuales (incluida la eliminación de nutrientes), con normativas más estrictas para descargas en cuerpos de agua con riesgo de eutrofización.

#### 4.4.6 Análisis de la ERA 2024

Si bien se plantean varios puntos importantes respecto de la gestión de los recursos hídricos y las políticas públicas involucradas, existen algunos temas que vale la pena destacar en relación con la regulación de las descargas de nutrientes.

En primer lugar la OCDE reconoce que el problema se debe abordar desde las múltiples fuentes que contribuyen, identificándose las aguas residuales (urbanas e industriales), la acuicultura, la agricultura y la minería, entre otras. En este punto hacen especial énfasis en la contaminación difusa procedente de la agricultura, que aporta altos niveles de nitratos. Esto es de particular relevancia puesto que la agricultura es una de las actividades económicas más importantes del país, y no existe regulación para el control de sus aportes difusos<sup>15</sup>.

En línea con lo anterior, destacan también el hecho de que las normas de emisión debiesen avanzar hacia una regulación más amplia (más contaminantes, cubrir todos los sectores relevantes), y considerando normas específicas para determinados sectores donde destacan precisamente la agricultura (incluyendo la acuicultura).

---

<sup>15</sup> Se debe recordar que las normas de emisión regulan las descargas controladas de residuos industriales líquidos, quedando fuera los aportes difusos.



Otro punto interesante es que relevan la necesidad de integrar las normas de emisión con las normas secundarias, lo cual es una clara señal en la dirección de considerar las particularidades de cada cuerpo receptor al momento de fijar límites de emisión. Sin embargo, dejan en evidencia de que existe una carencia importante en la cobertura de las normas de calidad, cuyos procesos de dictación debieran simplificarse y permitir avanzar el menos en las cuencas prioritarias para el país.

Considerando lo anterior la OCDE releva que la remoción de nutrientes es necesaria para evitar la descarga excesiva de estos en los cuerpos de agua receptores, teniendo como fin la protección ambiental, en específico apuntando a evitar la eutrofización.

En un análisis más amplio de lo expuesto por la OCDE se puede percibir como trasfondo la aplicación del principio de "el que contamina paga" o principio "contaminador-pagador", el cual es uno de los principios fundamentales del derecho ambiental y que además está en el origen de la institucionalidad ambiental de Chile.

De hecho, en el mensaje presidencial de la Ley 19.300 se aborda el tema, indicando que es uno de los principios rectores de la Ley que se funda en la idea de que el particular que actualmente contamina, o que lo haga en el futuro, debe incorporar a sus costos de producción todas las inversiones necesarias para evitar la contaminación. De ahí se desprende que los primeros responsables de disminuir la contaminación serán los particulares. El Estado deberá fiscalizar adecuadamente el cumplimiento de las normativas dictadas, y de los sistemas de regulación que se creen, sean directos o indirectos. Así, se entregan nuevas facultades y herramientas a los fiscalizadores en materia ambiental, de modo que cumplan cabalmente con sus funciones. Se pretende, asimismo, que en los planes de descontaminación los costos por descontaminar sean asignados a los propios causantes de la contaminación. Esta opción importa que, como regla general, el Estado no debe optar por los subsidios para solucionar la problemática ambiental, sin perjuicio que, en circunstancias excepcionales y de muy especial gravedad, puedan ellos ser útil. Pero, sin duda que el sistema de subsidios no puede ser la piedra angular de una política ambiental. Esta, más bien, debe basarse en la creatividad y eficiencia de los causantes de los problemas, quienes deben desarrollar las formas de solucionarlos, y de un poder público con la capacidad necesaria para fiscalizar las normativas producidas.



Por último, esto tiene evidentes implicancias desde la perspectiva de la justicia ambiental, puesto que una regulación que no apunta a los principales causantes de los problemas ambientales terminará siendo ineficiente e imponiendo costos desproporcionados a ciertos actores, los cuales pueden ser traspasados finalmente a los ciudadanos.

#### 4.5 Análisis de las PTAS en Chile

Tal como se señaló en el capítulo metodológico, para determinar posibles casos de alternativas para la normativa, se consideró un análisis territorial que conjuga las características generales del país, con la localización de las PTAS, como aportantes a sus respectivos cuerpos receptores.

Para el presente análisis es importante señalar que, conforme lo indicado en el acápite 3.3, la normativa internacional reconoce la importancia de vigilar y contener los niveles de nitrógeno en las descargas para evitar el proceso de eutrofización de las aguas o cuerpos receptores. También realiza un especial énfasis en aquellas zonas determinadas como sensibles, dentro de las cuales pueden incluirse estuarios. Sin embargo, para llegar a determinar qué zonas son sensibles se requiere realizar los estudios de esas zonas, permitiendo una reglamentación específica dadas las condiciones de la cuenca hidrográfica, el río o estuario. En este contexto, si bien existe consenso en los límites normativos (relativos al NT), también existen diferenciaciones normativas que incluyen en sus variables la ubicación y tamaño de la fuente o planta y la utilización de tipos de tratamientos que esta tiene (EEUU o Canadá).

Por otro lado, conforme la sectorización de Chile, realizada por el Ministerio del Medio Ambiente para los antecedentes del anteproyecto (propuesta de actualización del D.S. 90/2000), el análisis territorial se realiza considerando esa misma distribución territorial que se detalla en la Tabla 7.

Tabla 7. Distribución territorial según zonas de carga ambiental

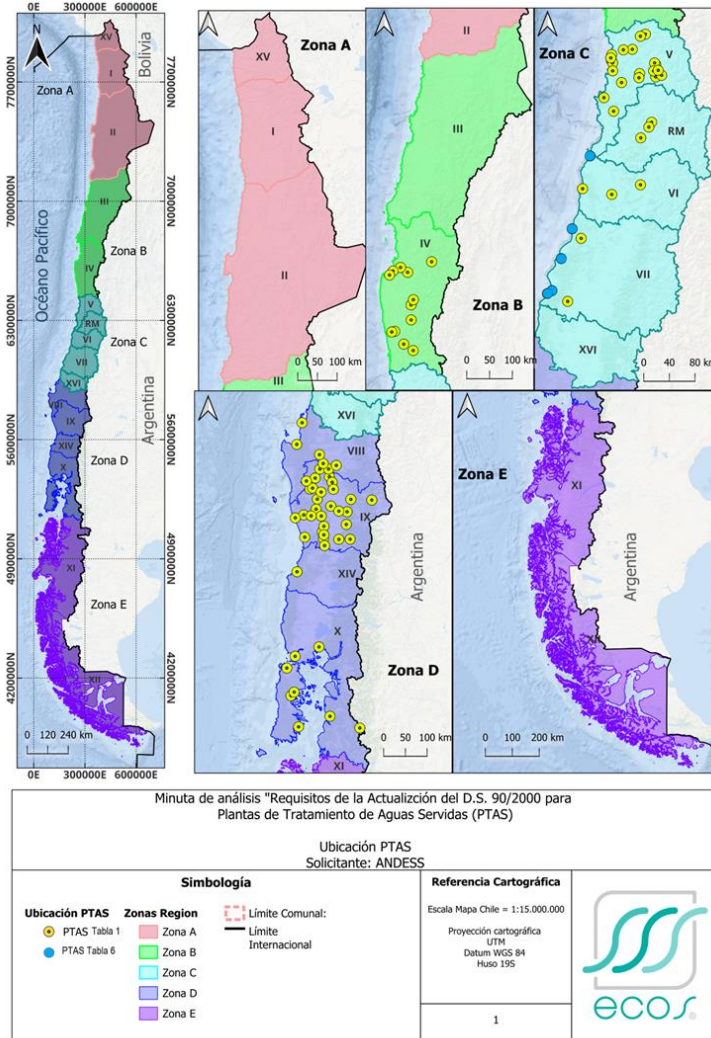
| Zona | N° Región | Nombre Región      |
|------|-----------|--------------------|
| A    | XV        | Arica y Parinacota |
|      | I         | Tarapacá           |
|      | II        | Antofagasta        |
| B    | III       | Atacama            |
|      | IV        | Coquimbo           |
| C    | V         | Valparaíso         |
|      | XIII      | Metropolitana      |
|      | VI        | O'Higgins          |
|      | VII       | del Maule          |
|      | XV        | Ñuble              |
| D    | VIII      | Biobío             |
|      | IX        | Araucanía          |
|      | X         | Los Lagos          |
|      | XIV       | Los Ríos           |
| E    | XI        | Aysén              |
|      | XII       | Magallanes         |

Fuente: Elaboración propia en base a zonificación contenida en el anteproyecto "Revisión de la norma de Emisión de descargas residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales (D.S. 90/2000)".

En consideración a lo anterior, a continuación en la Figura 3, se presenta la localización de aquellas PTAS respecto de las cuales se proporcionó información a la fecha (marzo 2024), las que se localizan entre las regiones de Coquimbo (IV) y Los Lagos (X), es decir entre las zonas B a D. Se observa una distribución desigual de las PTAS en el territorio, caracterizada por una alta concentración en la IX Región de la Araucanía, mientras que en algunas regiones existe déficit de información de PTAS. Se aclara que esta situación no es un reflejo de la ubicación real de las PTAS, sino más bien de la disponibilidad de información para el presente estudio.



Figura 3. Ubicación PTAS



Fuente: Elaboración propia, 2024.

#### 4.5.1 Gradualidad en la implementación de soluciones

A continuación, en la Tabla 8, se presenta un registro de los valores medidos en las muestras diarias proporcionales al caudal del afluente de una de la PTAS más grandes del país entre el año 2005 y el año 2019 (15 años de datos), incluyendo los parámetros de caracterización del afluente, dentro de los cuales figura Nitrógeno Total Kjeldahl.

Tabla 8. Información histórica de calidad del agua del afluente a una de las PTAS más grandes del país.

| Año  | AyG                | SS                 | DQO                | DBO5               | NTK                | P <sub>Tot</sub>   |
|------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
|      | mg.l <sup>-1</sup> | mg.l <sup>-1</sup> | mg.l <sup>-1</sup> | mg.l <sup>-1</sup> | mg.l <sup>-1</sup> | mg.l <sup>-1</sup> |
| 2006 | 65,0               | 298,4              | 524,8              | 254,9              | 54,7               | 10,8               |
| 2007 | 54,5               | 274,3              | 509,6              | 226,4              | 50,4               | 9,8                |
| 2008 | 52,6               | 308,6              | 548,7              | 234,5              | 44,8               | 11,4               |
| 2009 | 52,2               | 267,8              | 535,4              | 245,2              | 52,0               | 9,9                |
| 2010 | 65,3               | 340,3              | 635,7              | 277,9              | 54,9               | 9,6                |
| 2011 | 52,2               | 283,0              | 574,5              | 237,9              | 62,0               | 12,5               |
| 2012 | 50,5               | 260,5              | 489,2              | 283,8              | 63,2               | 7,0                |
| 2013 | 65,4               | 251,7              | 548,8              | 252,9              | 61,5               | 7,2                |
| 2014 | 55,6               | 244,2              | 568,0              | 234,2              | 65,3               | 6,1                |
| 2015 | 55,7               | 261,0              | 563,6              | 266,6              | 67,6               | 7,2                |
| 2016 | 58,8               | 261,9              | 586,8              | 271,3              | 69,2               | 7,3                |
| 2017 | 60,1               | 263,3              | 581,5              | 254,8              | 71,5               | 7,0                |
| 2018 | 66,7               | 299,2              | 624,8              | 268,6              | 73,9               | 8,2                |
| 2019 | 74,2               | 262,9              | 531,5              | 242,4              | 75,4               | 7,6                |

Fuente: Aguas Andinas. La información fue incorporada también en el expediente de revisión de la norma (D.S. N°90/2000).

Al revisar la evolución del NTK se aprecia que existe una evidente tendencia al alza, lo cual no ocurre en los otros parámetros listados. Esta situación no se relaciona con aspectos operativos ni surge por responsabilidad de las empresas sanitarias, sino que es un reflejo del cambio de comportamiento de las personas en sus hábitos de consumo y aspectos ambientales (cambio en régimen hidrológico), entre otros factores. Esta situación genera una evidente presión a la infraestructura existente, de hecho, los valores de NTK han pasado del orden de 50 mg/L a 75 mg/L, lo cual representa un aumento de un 50% en un plazo de 15 años.



Dado que la infraestructura se proyecta en el largo plazo, y requiere de costosas inversiones, la renovación o ampliación es un tema que no es sencillo, y requiere de recursos y tiempo.

Al respecto, se destaca el hecho de que en octubre del año 2022, la Comisión Europea (CE) decidió hacer una "revisión" de la Directiva Europea sobre aguas residuales urbanas y otras directivas relacionadas, para una mayor protección de la salud de las personas y una mayor protección ambiental de los ríos, lagos y mares europeos y así alinearse tanto al Pacto Verde Europeo como al Plan de Acción "Contaminación cero" y de paso, enfrentar de mejor manera el cambio climático. Esta revisión de la Directiva de 1991 duró un año y medio, y se concretó en el reciente acuerdo entre el Consejo y Parlamento Europeo de la Nueva Directiva 91/271.

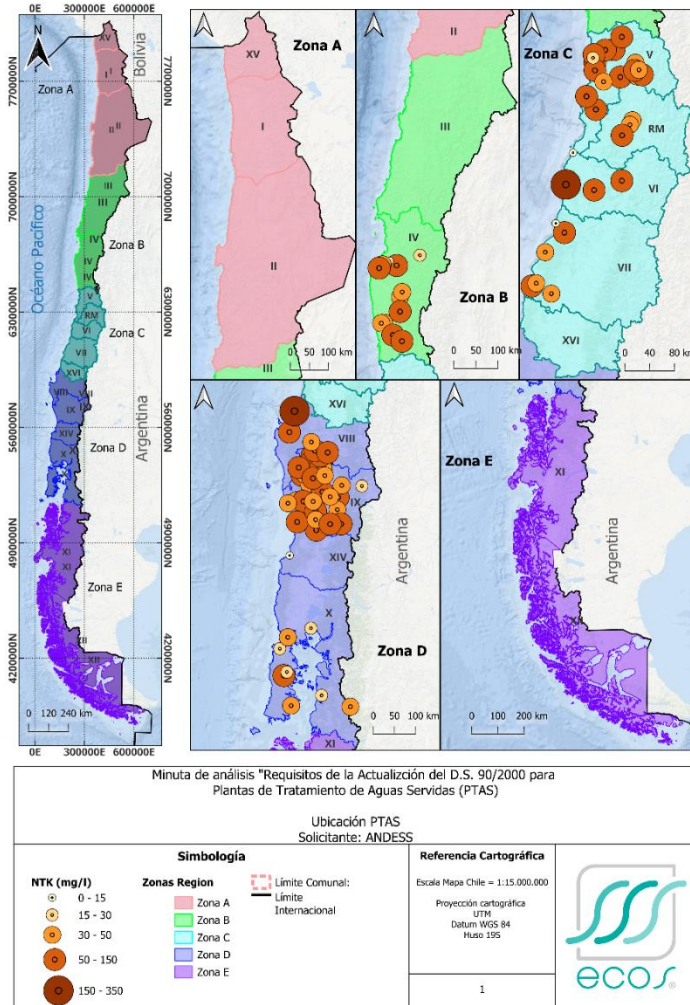
La Nueva Directiva Europea establece, entre otras cosas, la obligación de aplicar, de aquí a 2035, un tratamiento secundario (eliminación de materia orgánica biodegradable) a las aguas residuales urbanas. Y para instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) se exige al 2039, tratamiento terciario (eliminación de nitrógeno y fósforo) y al 2045, tratamiento cuaternario (eliminación de un amplio espectro de microcontaminantes, en particular de los procedentes de productos farmacéuticos y cosméticos tóxicos).

Tal como se observa, la actualización normativa considera plazos orientados a cumplir con estándares más estrictos, lo cual es una evidente forma de reconocer la realidad de la industria y en especial el hecho de que una transformación tecnológica necesita de gradualidad para su materialización. En el caso de la Directiva Europea, el plazo otorgado para que las instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) implementen tratamiento terciario es hasta el año 2039, es decir, 15 años.

#### 4.5.2 Características de PTAS en cuanto a sus descargas

Con relación a la concentración de NTK en los cuerpos receptores de las PTAS (Figura 4), se observa que las mayores descargas de nutrientes, en base al parámetro NTK, se dan en la Zona C y Zona D, con los máximos registrados en las regiones de O'Higgins (VI) y Biobío (VIII), con valores en el rango de 150 - 350 mg/l, mientras que en otras regiones de estas zonas se observa un gran número de PTAS con una concentración en el rango 50-150 mg/l, seguidas por PTAS con rangos inferiores a 50 mg/l.

Figura 4. Concentración NTK según datos de descarga



Fuente: Elaboración propia, 2024.

Adicional a lo anterior, se revisaron los caudales promedio de descarga para las PTAS, durante el 2023. De este ejercicio ha sido posible observar que existe un comportamiento diferenciado en cuanto a los rangos de caudales descargados. La importancia de este dato para este análisis es que brinda un indicio del tamaño de la PTAS y que asume que a mayor caudal, mayor es la carga de nutrientes en su descarga. En atención a lo anterior se define la siguiente caracterización de la PTAS, según su rango de caudal de descarga (ver Tabla 9).

Tabla 9. Determinación PTAS según rangos del caudal de descarga

| Tamaño de la PTAS | Rango según descarga promedio | Valor nominal de la descarga |
|-------------------|-------------------------------|------------------------------|
| Grande            | Más de 400 l/s                | $Q_{descarga}$<br>Alto       |
| Mediana           | Entre 200 a 400 l/s           | $Q_{descarga}$<br>Medio      |
| Pequeña           | Menor a 200 l/s               | $Q_{descarga}$<br>Bajo       |

Fuente: Elaboración propia, 2024.

Considerando lo anterior, se presenta en la Tabla 10, el resumen de los datos obtenidos para las PTAS, en relación a su caudal de descarga.

Tabla 10. Cantidad de PTAS según su clasificación por caudal de descarga

| Zona   | NTK (mg/l) promedio por zona | Caudal de Descarga promedio (l/s) | N° Plantas según su caudal de descarga (l/s) |                         |                        |
|--------|------------------------------|-----------------------------------|--|-------------------------|------------------------|
|        |                              |                                   | $Q_{descarga}$<br>Alto                       | $Q_{descarga}$<br>Medio | $Q_{descarga}$<br>Bajo |
| Zona A | -                            | -                                 | -  | -                       | -                      |
| Zona B | 31,84                        | 357                               | -  | 13                      | 1                      |
| Zona C | 41,95                        | 1443                              | 22   | 1                       | 12                     |
| Zona D | 30,28                        | 89                                | 2  | -                       | 42                     |
| Zona E | -                            | -                                 | -  | -                       | -                      |

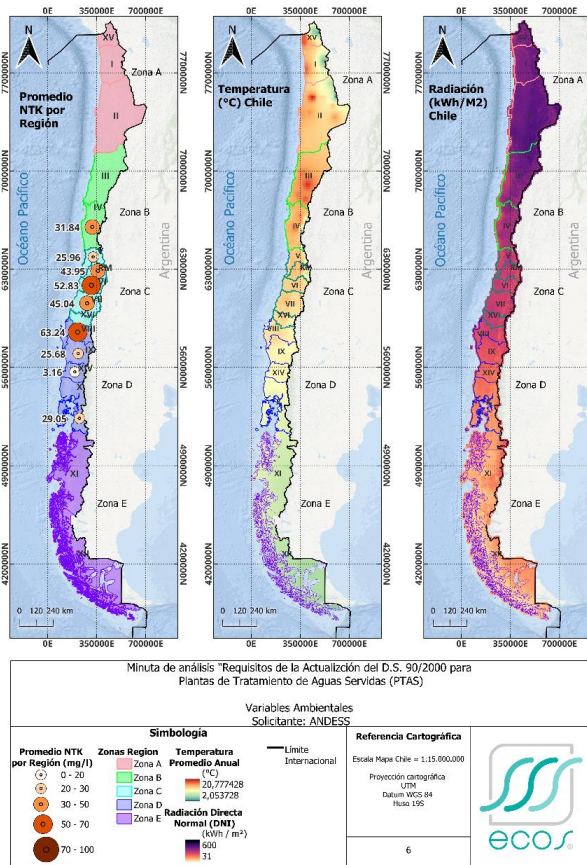
Fuente: Elaboración propia, 2024.



**4.5.3 Datos de variables ambientales (generales)**

A continuación, en la Figura 5, se observa una comparación de la descarga de NTK en cuerpos receptores a nivel región y los valores de Temperatura Media y Radiación Directa Normal a lo largo de Chile, con el fin de sectorizar las zonas con mayores riesgos de eutrofización, en base a estas 3 variables antes mencionadas.

Figura 5. Comparación de variables ambientales Nivel Nacional



Fuente: Elaboración propia, 2024.



Con lo anterior, es posible observar que las PTAS de la Zona C, generan las mayores concentraciones de NTK en los cuerpos receptores. Sin embargo, el promedio regional más alto se encuentra en la región del Biobío (VIII) de la zona D.

En cuanto a la distribución de temperatura media, la zona B presenta la temperatura media más alta a nivel nacional, mientras que la zona A y la zona C presentan una temperatura media muy similar y un poco inferior a la zona B, desde la zona D a E se observa una disminución gradual de la temperatura media.

Con relación a la radiación directa normal (DNI), se observa un gradiente latitudinal de disminución desde el norte hacia el sur, con una DNI en la zona A de 412,53 kWh/m<sup>2</sup> hasta llegar a una magnitud de 120,84 kWh/m<sup>2</sup> en la zona E.

A continuación, en la Tabla 11, es posible observar los valores promedio por Zona para las variables de Descarga de nutrientes NTK, Temperatura Media y Radiación Directa Normal (DNI).

Tabla 11. Comparación valores promedio por zonas

| Zona   | NTK (mg/l) | Temperatura media anual (°C) | Radiación Directa Normal (kWh/m <sup>2</sup> ) |
|--------|------------|------------------------------|--|
| Zona A | -          | 13,35                        | 412,53   |
| Zona B | 31,84      | 15,70                        | 361,95   |
| Zona C | 41,95      | 13,65                        | 281,21   |
| Zona D | 30,28      | 11,65                        | 215,20   |
| Zona E | -          | 8,31                         | 120,84   |

Fuente: Elaboración propia, 2024.

Es importante señalar que se muestran las temperaturas medias atmosféricas, como proxy para la temperatura de los cuerpos de agua en las zonas señaladas. De esta forma se grafica la existencia de diferentes gradientes latitudinales de temperatura y radiación que influyen en los ecosistemas a lo largo de Chile y generan condiciones locales que podrían incidir en la capacidad de recepción de nutrientes de los cuerpos de agua. Esto permite vislumbrar la posibilidad de realizar una propuesta de estudio para los límites normativos señalados en el anteproyecto asociados específicamente a las PTAS, dado el origen de su proceso (aguas residuales domiciliarias).

En atención a lo anterior, con los datos recopilados, se establece a modo de propuesta una denominación de riesgo de ocurrencia de eutrofización basado únicamente en las variables ambientales señaladas en este acápite. Si bien, se entiende que el proceso responde a diferentes parámetros, se pretende establecer una primera aproximación a la realidad de Chile, en cuanto a variables conocidas. Esta propuesta se presenta a continuación (ver Tabla 12):

Tabla 12. Determinación nominal del riesgo de ocurrencia de eutrofización basado en variables ambientales (generales)

| Zona   | Temperatura media anual (°C) | Radiación Directa Normal (kWh/m2) | Riesgo de ocurrencia de eutrofización |
|--------|------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| Zona A | 13,35                        | 412,53                            | Alto                                  |
| Zona B | 15,70                        | 361,95                            | Alto                                  |
| Zona C | 13,65                        | 281,21                            | Medio                                 |
| Zona D | 11,65                        | 215,20                            | Medio                                 |
| Zona E | 8,31                         | 120,84                            | Bajo                                  |

Fuente: Elaboración propia, 2024.

Cabe señalar que, del total de PTAS recopiladas, 7 de ellas tienen sus descargas en estuarios, siendo estos ecosistemas particulares o locales, que pueden estar inmersos en la definición de riesgo antes señalada. Sin embargo, la sensibilidad de estos lugares se puede recoger en base a la determinación del cuerpo receptor, en donde, en base a sus características, se puede establecer un nivel de calidad del mismo (ver Tabla 13).

#### 4.6 Posibles casos de alternativas para la normativa

Conforme a lo recopilado en los capítulos anterior, se establece en el siguiente acápite algunas consideraciones para aportar en el establecimiento de una normativa que comprenda tanto la generalidad como la particularidad en lo que aportes de nutrientes se refiere.

En atención a lo anterior, se debe contemplar que el tipo de fuente analizada (Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas), no son la única actividad antrópica que define la existencia de una concentración elevada de Nitrógeno en el agua, sino que, tal como lo sugiere la experiencia internacional, y de acuerdo con el informe de Evaluación de Desempeño Ambiental realizado por la OCDE (ver resumen en acápite 4.4, del presente documento), existen otras actividades tales





como las actividades agrícolas, acuícolas, industria manufacturera, etc., así como también se distinguen la escorrentía superficial, deposición atmosférica, residuos provenientes de vertederos, entre otros, que pudieran estar influenciando en el estado del cuerpo de agua que recibe las descargas de las PTAS. Por tanto parece razonable explorar alternativas de flexibilidad normativa para orientar los esfuerzos legislativos hacia los posibles causantes del proceso de eutrofización de las aguas.

En este contexto, en el presente documento se comprende que existen características propias de la PTAS como fuente emisora, la que se agrupa según su caudal de descarga, en rangos nominales de Alto, Medio y Bajo (ver Tabla 9). En tanto, para las variables ambientales generales representadas por la radiación y la temperatura se estableció un riesgo asociado a la ocurrencia de eutrofización en base a la combinatoria entre la Temperatura y la Radiación, el resultado de esta combinatoria fue asociado a las características presentadas por cada zona del país (zonas identificadas desde el proceso de explicación del anteproyecto del D.S. 90/2000), cuyo resultado se observa en la Tabla 12.

Considerando lo anterior, es importante establecer que resulta necesario conocer tanto la condición del cuerpo receptor, como las fuentes aportantes de nutrientes sobre este. En cuanto al estado del cuerpo receptor, la experiencia internacional la define en base a una serie de parámetros<sup>16</sup> o bien por puntuaciones sobre el Porcentaje o tasa de Saturación de Oxígeno (PSO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y Nitrógeno Amónico (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), desde donde, dependiendo del rango en que se encuentre el cuerpo de agua analizado, adquiere esta puntuación y sobre la sumatoria se obtiene la interpretación de calidad según los niveles de presencia de contaminación distinguiéndose 5 clases (sistema holandés de colores)<sup>17</sup>. En Chile en tanto la clasificación de las aguas se concibe por el uso antrópico que vaya a tener, de esta manera la Norma Chilena 1333, identifica los siguientes usos:

- Agua para consumo humano (NCh409)

<sup>16</sup> Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales, Ministerio de Ambiente y Energía y Ministra de Salud, Costa Rica (2007)

<sup>17</sup> Evaluación y clasificación de la calidad de varios cuerpos de agua en la Península de Osa, Jesús Mora Molina y Guillermo Calvo Brenes (2010).

- Agua para bebida de animales (NCh409)
- Requisitos de agua para riego
- Requisitos para agua destinada a recreación y estética
- Requisitos generales de aguas destinadas a vida acuática

Cabe mencionar que en las tablas presentadas en la NCh1333, no se indican concentraciones límite para NTK o NT e indica que para la regulación de los nutrientes (N y P) será la autoridad competente quien se debe pronunciar en cada caso específico.

En este contexto se definen algunas características a tener en cuenta para establecer una condición de los cuerpos receptores (ver Tabla 13).

Tabla 13. Definición de estados del cuerpo receptor

| Estado del cuerpo receptor | Principales características  |
|----------------------------|--|
| Muy bueno                  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Estándares en conformidad a los requisitos de agua para riego de la NCh1333</li> <li>• Rangos de parámetros críticos como Tasa de saturación de oxígeno y DBO5 en un estado óptimo.</li> <li>• Condiciones hidromorfológicas estables o permanentes (continuidad del río, estructura y sustrato)</li> </ul>                                       |
| Bueno                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Estándares en conformidad a los requisitos de agua para riego de la NCh1333</li> <li>• Rangos de parámetros críticos como Tasa de saturación de oxígeno y DBO5 en un estado bueno.</li> <li>• Condiciones hidromorfológicas estables o permanentes (continuidad del río, estructura y sustrato)</li> </ul>  |
| Moderado                   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Estándares en conformidad a los requisitos de agua para riego de la NCh1333 para más del 75% de los parámetros</li> <li>• Rangos de parámetros críticos como Tasa de saturación de oxígeno y DBO5 en un estado suficiente.</li> <li>• Condiciones hidromorfológicas estables (continuidad del río intermitente, estructura y sustrato)</li> </ul> |
| Deficiente                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Estándares en no conformidad a los requisitos de agua para riego de la NCh1333 para más del 50% de los parámetros</li> </ul>  |

| Estado del cuerpo receptor | Principales características   |
|----------------------------|---|
|                            | <ul style="list-style-type: none"> <li>Rangos de parámetros críticos como Tasa de saturación de oxígeno y DBO5 en un estado aceptable.</li> <li>Condiciones hidromorfológicas inestables (continuidad del río intermitente, estructura y sustrato en malas condiciones)</li> </ul>  |
| <b>Malo</b>                | <ul style="list-style-type: none"> <li>Estándares en no conformidad a los requisitos de agua para riego de la NCh1333 para más del 75% de los parámetros</li> <li>Rangos de parámetros críticos como Tasa de saturación de oxígeno y DBO5 bajo los rangos aceptables.</li> <li>Condiciones hidromorfológicas inestables (continuidad del río intermitente, estructura y sustrato en malas condiciones)</li> </ul> |

Fuente: Elaboración propia, en base a NCh 1333, Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterránea (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, España, Madrid 2021) y Sistema de Clasificación de Agua Holandés.

Los rangos para los distintos parámetros deben ser definidos de acuerdo a las características propias del país, para lo cual pueden tenerse como referencia los umbrales de las fuentes citadas.

Establecidos los diferentes escenarios a los cuales se puede enfrentar las complejidades normativas, es posible considerar diversos casos en donde se intercepten las características generales de las PTAS, las variables ambientales generales y las particularidades del cuerpo receptor. Lo anterior podrá visualizar escenarios de decisión para la aplicación de la norma o una variación de esta, sin que se deje de lado el objeto de protección de la misma. Cabe señalar que para aquellas PTAS, cuyas descargas se encuentren en estuarios, el estado del cuerpo receptor responda a los mejores niveles, considerando la condición y flujos de estos ecosistemas (confluencia de aguas de ríos y mar).

En el caso particular de este documento, se abordarán las zonas B, C y D, que conjugan de norte a sur las regiones administrativas desde Coquimbo hasta Los Lagos (lo anterior debido a que no se cuenta con registros de PTAS para el resto de las regiones).

Con todo lo anterior, se presenta en la Tabla 14, una descripción teórica de los posibles casos de variación normativa, en cuanto a la exigencia de NT, proveniente de la Plantas de Tratamientos de Aguas Servidas.



Es importante reconocer que los elementos que se proponen aplican tanto para la Tabla 1 como para la Tabla 6 de la propuesta de modificación del D.S. N°90, puesto que apuntan a aspectos generales del marco normativo, basado en las prácticas internacionales, como es considerar las múltiples fuentes y realizar una adecuación de los umbrales en función de las características locales del cuerpo receptor (vulnerabilidad ambiental).

Lo último tiene especiales implicancias para la descarga en estuarios, puesto que éstos se ubican en el extremo sur del país, que tiene un clima (temperatura, radiación solar) que lo hace menos vulnerable a la eutrofización<sup>18</sup> (ver numeral 4.5.3). En esta línea, y atendido el bajo riesgo ambiental, podría ser adecuado considerar una exclusión de la regulación de nitrógeno en estuarios según su localización, o bien la definición de umbrales diferenciados.

---

<sup>18</sup> Esto es una apreciación general que debe analizarse caso a caso en función de la localización y condiciones propias de cada cuerpo de agua.

Tabla 14. Casos de variaciones normativas para la PTAS

| Zona                       |            | B   |   |                           | C   |   |   | D   |   |   |
|----------------------------|------------|---|---|---------------------------|---|---|---|---|---|---|
| Riesgo                     |            | Alto  |   |                           | Medio   |   |   | Medio   |   |   |
| Q <sub>descarga</sub>      |            | Alto  | Medio   | Bajo                      | Alto  | Medio   | Bajo  | Alto  | Medio   | Bajo  |
| Estado del cuerpo receptor | Muy bueno  | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT   | No requiere control de NT | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   |
|                            | Bueno      | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT   | No requiere control de NT   |
|                            | Moderado   | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT    | Requiere control de NT  | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT   | Requiere control de NT  | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | No requiere control de NT   |
|                            | Deficiente | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT    | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere determinación de aportantes de descarga, si es sólo la PTAS, entonces requiere control de NT |
|                            | Malo       | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT    | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  | Requiere control de NT  |

Fuente: Elaboración propia, 2024.

## 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 5.1 Conclusiones

En términos ambientales, es posible entender que el principal objetivo de la regulación de nutrientes consiste en evitar el deterioro de los ecosistemas producido por el fenómeno de la eutrofización. Al respecto, debe reconocerse que la vulnerabilidad a la eutrofización depende de una serie de factores y suele ser sitio dependiente.

En cuanto a la regulación específica del nitrógeno, de la revisión de normativas internacionales de países OCDE, se observó que en su mayoría regulan el nitrógeno total. Este enfoque contrasta con el DS 90 actual, así como con la propuesta de que se mantenga el enfoque de regular el aporte de nitrógeno en cuerpos fluviales mediante la medición del nitrógeno total de Kjeldahl, el cual no incluye los nitritos y nitratos. Sin embargo, tanto en la Tabla 3 (cuerpos lacustres) como en la Tabla 6 (estuarios) se considera el monitoreo y regulación del nitrógeno total, lo cual no es consistente con lo anterior, o al menos, no se comprende del todo por qué en cuerpos fluviales se regula el nitrógeno total de Kjeldahl y en los otros el nitrógeno total.

Al revisar distintas experiencias internacionales, se concluye que las normas de descarga como la de EEUU, Unión Europea, Canadá y Australia no son rígidas en el sentido de exigir un límite de descarga de nitrógeno a todas las PTAS bajo un mismo estándar, sino que existen varios criterios que permiten fijar los umbrales aplicables. Dentro de ellos, se encuentran los siguientes factores y enfoques:

- Aplicar criterios más exigentes para descarga en áreas sensibles, cuando exista un área con potencial de eutrofización o el entorno sea relevante ambientalmente.
- En base a las fuentes predominantes de nitrógeno en el territorio, debido a que no necesariamente la descarga de PTAS podría ser el principal aportante en una determinada zona. Esto puede ser entendido como un criterio de eficiencia (restringir las principales fuentes) y responsabilidad (el que contamina paga).
- Según el tamaño de la PTAS, generalmente haciendo más restrictivos los umbrales para las plantas de mayor tamaño.



- Dependiendo de la tecnología utilizada para el tratamiento de las aguas servidas.
- Considerando los objetivos de calidad del efluente según uso posterior del recurso.

En la totalidad de las experiencias consultadas se contempla la posibilidad de fijar los límites de descarga caso a caso, en base a estudios (de mayor o menor complejidad) que permitan establecer objetivos según las características propias del entorno y del sistema que se requiere conservar o recuperar. Lo que se encuentra en línea con lo indicado en la NCh 1333, en cuanto a los valores de nutrientes se refiere.

Incluso, en algunos casos no se incluyen límites para las descargas de nitrógeno, por ejemplo, los cuerpos normativos de Estados Unidos, Australia y Canadá, donde la inclusión del parámetro queda supeditado generalmente al tamaño de la planta, la determinación de la sensibilidad de la zona (riesgo o condiciones preexistentes de eutrofización) y la existencia o no de tecnologías de tratamiento. Lo cual corresponde a un reflejo de que existen condiciones bajo las cuales no existe un riesgo relevante que deba ser atendido por la presencia del compuesto en el medio ambiente.

Respecto del análisis realizado en el informe de Evaluación de Desempeño Ambiental de la OCDE (marzo 2024), se debe mencionar que este organismo reconoce que el problema se debe abordar desde las múltiples fuentes que contribuyen en la calidad del agua, apuntando a la necesidad de integrar las normas de emisión con las normas secundarias y teniendo en cuenta que la legislación se oriente a evitar la eutrofización. Por otro lado, es posible interpretar que el mensaje presidencial de la Ley 19.300 apunta a que el que contamina debe incorporar a su costo las inversiones necesarias para evitar la descontaminación. Con lo anterior, desde la perspectiva de la justicia ambiental, una regulación que no apunta a los principales causantes de los problemas ambientales terminará siendo ineficiente e imponiendo costos desproporcionados a ciertos actores, los cuales pueden ser traspasados finalmente a los ciudadanos. En la misma línea, Lizama (2024) señala que limitar la concentración de NTK en las descargas de las PTAS puede no ser suficiente para alcanzar la calidad objetivo en los cuerpos de agua, sobre todo si el impacto del aporte específico de la PTAS es medio o bajo. En estos casos, quedaría en evidencia que se requerirían otras medidas para controlar los aportes de nitrógeno que reciben los cuerpos receptores.



Por otro lado, es importante mencionar que la experiencia internacional plasma el principio de gradualidad, el que se ve reflejado en la Comisión Europea donde plantea la implementación de soluciones tecnológicas en un periodo de 15 años en el caso del tratamiento terciario.

Si bien no es un objetivo del presente estudio realizar una propuesta de zonificación a nivel nacional, se realizó un análisis exploratorio en base a ciertas variables que inciden en el fenómeno de la eutrofización, considerando la zonificación incluida en el anteproyecto de modificación del D.S. N°90/2000. Los resultados indican que existe una tendencia en el territorio nacional que puede definir zonas más o menos vulnerables en función de la latitud, ya que de ello depende a grandes rasgos la temperatura y la radiación solar. En esta línea, la zona sur tendría a priori menor vulnerabilidad, lo cual sería especialmente relevante en las zonas D y E, lo cual se relaciona directamente con la propuesta de incorporar una tabla para regular las descargas a estuarios. Ciertamente tienen que ponderarse otros factores locales importantes, como la presencia de áreas protegidas y la hidrodinámica en ciertos cuerpos de agua, entre otros.

Finalmente, con el propósito de confluir la revisión de información realizada, se realizó el ejercicio de contrastar las características de la PTAS (mediante su caudal de descarga), las variables antes mencionadas y escenarios referidos a la determinación del estado del cuerpo receptor. Lo anterior decantó en una propuesta referida a la necesidad de medición del NT, según el escenario construido con estas tres aristas. En este ejercicio se logró diferenciar escenarios para 5 clases referidas al estado del cuerpo receptor, para las zonas B, C y D (entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos), con tres tipos de PTAS según su caudal de descarga. Este ejercicio conceptual busca relevar la necesidad de considerar distintos factores a la hora de regular, tal como se realiza en los otros países cuya normativa fue analizada.

Es importante reconocer que la regulación de la descarga de nitrógeno ha sido ampliamente abordada a nivel internacional, existiendo ciertos aspectos de amplio consenso, como regular en base al riesgo ambiental (prevenir la eutrofización), la necesidad de aplicar límites de emisión diferenciados de acuerdo con distintos factores (operativos y ambientales), regular las distintas fuentes que contribuyen a la calidad del agua (aplicación del principio "quien contamina paga") y fijar plazos que permitan la implementación gradual de la infraestructura requerida para el cambio tecnológico (15 años en el caso de la Unión Europea).





En este sentido, llama la atención que el proyecto de actualización al DS90, en cuanto a regulación de Nitrógeno, sigue un camino distinto al que han tomado países OCDE líderes en protección ambiental como USA, Canadá, y aquellos de la Unión Europea. La EDA 2024 de la OCDE refuerza lo anterior, insistiendo especialmente en la inclusión de todas las fuentes potenciales de emisión de nitrógeno (en especial la agricultura), entre otros aspectos ya mencionados y coincidentes con la experiencia internacional. No resulta claro entonces cómo la propuesta de actualización al DS90 se alinea con las mejores prácticas internacionales, y con los principios de eficacia, eficiencia, contaminador-pagador y justicia ambiental.

## 5.2 Recomendaciones

En base al análisis y resultados del presente estudio se derivan las siguientes recomendaciones:

1. **Homologar la medición de nitrógeno** de tal forma que en la norma se mida el mismo parámetro. Basado en la experiencia internacional sería recomendable considerar el Nitrógeno Total, o incluso dicho parámetro junto con el Nitrógeno Total Kjeldahl, de tal forma de tener información sobre la procedencia de nitrógeno y abarcar todas las formas de nitrógeno que pueden contribuir al fenómeno de eutrofización.
2. Revisar y definir claramente los **objetivos ambientales** asociados a la incorporación del parámetro Nitrógeno con sus respectivos umbrales asociados a las distintas tablas del DS90.
3. Es necesario que la actualización a la norma incluya un **criterio de gradualidad**. Tal como se pudo observar en la reciente actualización de la Directiva Europea, la actualización normativa considera plazos orientados a cumplir con estándares más estrictos, lo cual es una evidente forma de reconocer la realidad de la industria y en especial el hecho de que una transformación tecnológica necesita de gradualidad para su materialización. En el caso de la Directiva Europea, el plazo otorgado para que las instalaciones de tratamiento grandes (150 mil habitantes) implementen tratamiento terciario es hasta el año 2039, es decir, 15 años.
4. Respecto de las descargas tanto a cuerpos fluviales como estuarios, se deben considerar ciertos **factores que permitan adecuar los umbrales propuestos en la**

**Tabla 1 y 6 del D.S. 90 para ciertos casos**, dependiendo de las condiciones propias del sitio (vulnerabilidad ambiental) y aspectos operacionales, en línea con lo que se ha considerado en otros países desarrollados. En esencia, se debiera considerar una Tabla de aplicación general, pero definir condiciones bajo las cuales se puede activar un procedimiento en el cual las potenciales fuentes puedan presentar información a la Autoridad, con el fin de que se fijen umbrales diferenciados, pudiendo incluso eximirse de regulación para el nitrógeno (y eventualmente otros compuestos). Por ejemplo, para el caso de estuarios en el extremo sur del país, podría considerarse que en aguas con bajas concentraciones de nutrientes, baja temperatura y reducida radiación solar, existe un muy bajo riesgo ambiental, por lo que podría no ser necesario regular la descarga de nitrógeno.

5. En relación a los estudios de sitio que serían necesarios de acuerdo con el punto anterior, se debe considerar la posibilidad de que **la caracterización del cuerpo receptor sea efectuada por la fuente emisora** cuando no exista suficiente información pública disponible, bajo sus costos. Si bien los estudios pueden llegar a tener costos importantes según su alcance, debe considerarse que una regulación general e ineficiente conlleva también costos económicos y sociales que deben evitarse, sobre todo cuando puedan terminar siendo asumidos por el presupuesto público o por los ciudadanos (caso de las PTAS).
6. De acuerdo con las regulaciones revisadas, quienes sean responsables de generar el deterioro ambiental son lo que deben correr con los costos, de acuerdo con el principio de "quien contamina paga", por lo que resulta clave que la norma **cubra todo el espectro de fuentes y responsables**, lo cual no ocurre en la actualización normativa propuesta (tal como lo indica la ERA 2024 de la OCDE). Esto tiene también una implicancia directa respecto de la aplicación del principio de justicia ambiental.

## 6. Bibliografía

- Arcos, D., H. Peña, S. Núñez, J. Ortiz, L. Furet, S. Figueroa, A. Sepúlveda, H. Rebolledo, J. Castillo, A. Turner, H. González, G. Valenzuela & E. Menschel. 2002. Determinación de la capacidad de carga de las zonas estuarinas de los ríos Valdivia y Bueno, X Región. Informe Final. [https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-88957\\_informe\\_final.pdf](https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-88957_informe_final.pdf)
- Bouraï, L.; Logez, M.; Laplace-Treytore, C.; Argillier, C. (2020). How Do Eutrophication and Temperature Interact to Shape the Community Structures of Phytoplankton and Fish in Lakes? *Water*, 12(3), 779. <https://doi.org/10.3390/w12030779>
- Castro, M.S., Driscoll, C.T., Jordan, T.E., Reay, W., Boynton, W. Sources of Nitrogen to Estuaries in the United States. 2003. *Estuaries* Vol. 26, No. 3, p. 803–814.
- Commonwealth of Massachusetts, Executive Office of Energy and Environmental Affairs, & Massachusetts Department of Environmental Protection. (2017). Final Wild Harbor Estuarine System Total Maximum Daily Load for Total Nitrogen (CN #397.1). Bureau of Water Resources. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/wild-harbor-tn-tmdl-report.pdf>.
- Cuffney, T. F., Meador, M. R., Porter, S. D., & Gurtz, M. E. (2000). Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64, 259–270.
- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (DO L 135 de 30.5.1991, pp. 40-52).
- Elliott, J. A., Jones, I. D., & Thackeray, S. J. (2006). Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559, 401-411.

- Environmental Protection Agency (1979). National Interim Primary Drinking Water Regulations; Control of Trihalomethanes in Drinking Water; Final Rule. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-07/FRN\\_InterimTHMRule\\_1979.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-07/FRN_InterimTHMRule_1979.pdf)
- H. Cruz, Y.Y. Law, J.S. Guest, K. Rabaey, D. Batstone, B. Laycock, W. Verstraete, I. Pikaar, Mainstream ammonium recovery to advance sustainable urban wastewater management, *Environ. Sci. Technol.* 53 (19) (2019) 11066–11079, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00603>.
- Kennish, M. J. 1992. Ecology of estuaries: Anthropogenic effects. CRC Press, Boca Raton, Fl., 494 pp.
- Kristensen, P., Whalley, C., Zal, F., Christiansen, T., Schmedtje, U., Solheim, A., y Prchalova, H. (2018). EEA European Waters Assessment.
- Lizama, Katherine (2024). "Análisis para proponer límites máximos para el Nitrógeno Total Kjeldahl NTK en el DS 90". Informe preparado para ANDESS.
- M.C.M. van Loosdrecht, D. Brdjanovic, Anticipating the next century of wastewater treatment, *Science* 344 (6191) (2014) 1452–1453, <https://doi.org/10.1126/science.1255183>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., ... & Scheffer, M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1(2), 101-105.
- Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., & Karakouzian, M. (2018). Climate change and eutrophication: a short review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*, 8(6), 3668.
- Nöges, P., Argillier, C., Borja, Á., Garmendia, J. M., Hanganu, J., Kodeš, V., y Birk, S. (2016). Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of the Total Environment*, 540, 43-52.
- Pizarro, J., Vergara, P. M., Rodríguez, J. Á., Sanhueza, P. A., & Castro, S. A. (2010). Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern

- region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 608-613.  
<https://snia.mop.gob.cl/sad/CON5267.pdf>
- Rahimi, S, Modin, O., Mijakovic, I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances* 43 (2020) 107570. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>
  - Ribbe, L., Delgado, P., Salgado, E., & Flügel, W.-A. (2008). Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pocochay watershed, Chile. *Desalination*, 226, 13–20.
  - S. Rahimi, O. Modin, I. Mijakovic, Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater, *Biotechnol. Adv.* 43 (2020), 107570,  
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>.
  - Smith, S. V., Swaney, D. P., Talaue-McManus, L., Bartley, J. D., Sandhei, P. T., McLaughlin, C. J., ... & Wulff, F. (2003). Humans, Hydrology, and the Distribution of Inorganic Nutrient Loading to the Ocean. *BioScience*, 53(3), 235.
  - T. Khin, A.P. Annachhatre, Novel microbial nitrogen removal processes, *Biotechnol. Adv.* 22 (7) (2004) 519–532,  
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.04.003>
  - Turner, R. E., Rabalais, N. N., D. Justic', & Dortch, Q. (2003). Global Patterns of Dissolved N, P and Si in Large Rivers. *Biogeochemistry*, 64(3), 297–317.  
<http://www.jstor.org/stable/1469745>
  - Vega, A., K. Lizama and P. Pastén (2018), "Water quality: Trends and challenges", in Donoso, G. (ed.), *Water Policy in Chile*, Springer International Publishing.
  - Z. Wang, H. Gong, Y. Zhang, P. Liang, K. Wang, Nitrogen recovery from low-strength wastewater by combined membrane capacitive deionization (MCDI) and ion exchange (IE) process, *Chem. Eng. J.* 316 (2017) 1–6,  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.01.082>.

- Wang, G. S., Deng, Y. C., & Lin, T. F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 387(1–3), 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.029>
- M. Xie, H.K. Shon, S.R. Gray, M. Elimelech, Membrane-based processes for wastewater nutrient recovery: Technology, challenges, and future direction, *Water Res.* 89 (2016) 210–221, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.045>
- C. Zhang, J. Ma, T.D. Waite, Ammonia-rich solution production from wastewaters using chemical-free flow-electrode capacitive deionization, *ACS Sustain. Chem. Eng.* 7 (7) (2019) 6480–6485, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b00314>.
- Z. Zhou, K. Wang, J. Qiang, H. Pang, Y. Yuan, Y. An, C. Zhou, J. Ye, Z. Wu, Mainstream nitrogen separation and side-stream removal to reduce discharge and footprint of wastewater treatment plants, *Water Res.* 188 (2021), 116527, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116527>.
- Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales, Ministerio de Ambiente y Energía y Ministra de Salud, Costa Rica (2007)
- Evaluación y clasificación de la calidad de varios cuerpos de agua en la Península de Osa, Jesús Mora Molina y Guillermo Calvo Brenes (2010).

## 7. Anexos

### 7.1 Anexo 1. Ejemplos de normativa específica de EEUU

#### 7.1.1 Sistema estuarino de Wild Harbor<sup>19</sup>. Proyecto de reducción de la carga máxima diaria total de nitrógeno

El estuario de Wild Harbor, en Falmouth, Massachusetts, es un ecosistema de 2,5 km<sup>2</sup> esencial para la biodiversidad y la salud de la bahía de Buzzards. Su caudal varía estacionalmente desde 10 a 30 m<sup>3</sup>/s, desempeñando un papel clave como filtro natural para las aguas que fluyen hacia la bahía. Además, es un sitio recreativo valorado por la comunidad local, ofreciendo actividades como pesca y kayak.

En su informe de 2003, "El Proyecto de Estuarios de Massachusetts – Restauración de Estuarios y Guía para Estrategias de Implementación"<sup>20</sup>, MassDEP identificó los 46 estuarios de Cape Cod incluidos en el MEP. Treinta y tres estuarios estudiados hasta la fecha requieren reducción de nitrógeno para lograr una función ecosistémica saludable. Se ha establecido una Carga Máxima Diaria Total (TMDL) para estas cuencas. Para aquellos estuarios no estudiados, la Actualización del Plan 208 recomienda planificar una reducción del 25% en nitrógeno, como un valor provisional, hasta que la información se vuelva disponible.

En 2017, se desarrolló un estudio para conocer la carga máxima diaria total de nitrógeno que es descargada en el estuario<sup>21</sup>, las fuentes aportantes principales, una estimación de cuál sería la carga de nitrógeno máxima que permitiera mantener la salud del estuario y un plan de reducción de descarga de nitrógeno total para lograr llegar al límite propuesto.

En dicho estudio se pudo identificar que el 65% de la carga aportante de nitrógeno provenía de las aguas residuales, 12% por fertilizantes no utilizados en campos de golf, 6% de fertilizantes utilizados en campos de golf, 7% de la escorrentía de

<sup>19</sup><https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/wild-harbor-tn-tmdl-report.pdf>

<sup>20</sup> <https://www.mass.gov/doc/embayment-restoration-and-guidance-for-implementation-strategies/download>

<sup>21</sup> <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/wild-harbor-tn-tmdl-report.pdf>



superficies impermeables, 3% de cuerpos de aguas superficiales y 7% de superficies naturales. Se concluyó que las aguas residuales son la fuente principal de nitrógeno. Los fertilizantes, tanto de campos de golf como no, representan una fuente menor pero importante, y las superficies impermeables y "naturales" contribuyen en menor medida.

En 2018, el proyecto para reducir la carga de nitrógeno fue aprobado<sup>22</sup>. La carga contaminante inicial era de 23.66 kg de nitrógeno por día, con una concentración promedio de nitrógeno de 0.439 mg/L en el puerto interior y 0.480 mg/L en el río Wild Harbor. La meta establecida es reducir esta carga a 17.60 kg de nitrógeno por día, lo que representa una reducción del 32% del total, para alcanzar una concentración objetivo de 0.35 mg/L de nitrógeno, considerada necesaria para restaurar el hábitat de pastos marinos en la cuenca principal del puerto. El plan de descontaminación implica manejar las fuentes de nitrógeno, especialmente los sistemas sépticos que constituyen la mayor parte de la carga de nitrógeno controlable, a través de mejores prácticas de gestión, reducción de fertilizantes y manejo de aguas pluviales.

#### 7.1.2 Sistema estuarino de la Bahía de Tampa<sup>23</sup>. Proyecto de reducción de la carga total de nitrógeno

El estuario de la Bahía de Tampa era un ecosistema degradado desde los años 60 hasta los 80, pero su calidad de agua ha sido en gran parte restaurada y actualmente cumple con los estándares de Calidad del Agua del Estado para nutrientes para sus usos designados.

La Bahía de Tampa fue designada como un "estuario de importancia nacional" por el Congreso en 1990, estableciendo las bases para la creación del Programa del Estuario de la Bahía de Tampa (TBEP) en 1991. Su misión es construir asociaciones para restaurar y proteger la Bahía de Tampa mediante la implementación de un plan de manejo basado en la comunidad y científicamente sólido. El plan de

<sup>22</sup> <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/wild-harbor-tn-tmdl-approval-docs.pdf>

<sup>23</sup> <https://www.epa.gov/nep/how-national-estuary-programs-address-nutrient-loads#smbnep>





restauración se centra en tres prioridades del programa: Aguas y Sedimentos Limpios; Hábitats Prósperos y Vida Silvestre Abundante; y una Comunidad Informada, Comprometida y Responsable<sup>24</sup>.

El trabajo de reducción de nitrógeno del TBEP ha logrado aumentar la superficie de los lechos de pasto marino, superando el objetivo de recuperación del CCMP. Para 2018, la Bahía de Tampa registró 165 Km<sup>2</sup> de pasto marino. Esto se logró gracias a la facilitación del TBEP del Consorcio de Manejo de Nutrientes de la Bahía de Tampa (NMC), organismo público/privado. El NMC estableció límites recomendados para todas las fuentes de nitrógeno (más de 180 fuentes puntuales y no puntuales) dentro de la cuenca de la Bahía de Tampa. A su vez, estas asignaciones de carga de nitrógeno han sido adoptadas por el Departamento de Protección Ambiental del Estado de Florida (FDEP) a través de Límites de Efluentes Basados en la Calidad del Agua y se han incorporado en los permisos de descarga del Sistema de Eliminación de Demostración de Contaminación Nacional y Sistemas Municipales.

Similar al caso de Wild Harbor, se realizó previamente un estudio para identificar las principales fuentes aportantes de carga contaminante de nitrógeno.

La distribución de los aportes de nitrógeno encontrada fue la siguiente<sup>25</sup>:

- Escorrentía de aguas pluviales: 63%, cuyo valor se desglosa en;
- Residencial: 20%
- Tierras no desarrolladas: 1%
- Comercial/Industrial: 9%
- Pastizales/Terrenos de pastoreo: 15%
- Agricultura intensiva: 12%
- Minería: 6%
- Depósito atmosférico: 21%
- **Aguas residuales municipales: 9%**

<sup>24</sup> <https://tbep.org/about-tbep/>

<sup>25</sup> [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/2009\\_05\\_28\\_estuaries\\_inaction\\_effective\\_tampabay2.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/2009_05_28_estuaries_inaction_effective_tampabay2.pdf)



- Aguas residuales industriales: 3%
- Aguas subterráneas y manantiales: 3%
- Pérdidas accidentales de fertilizantes: 1%

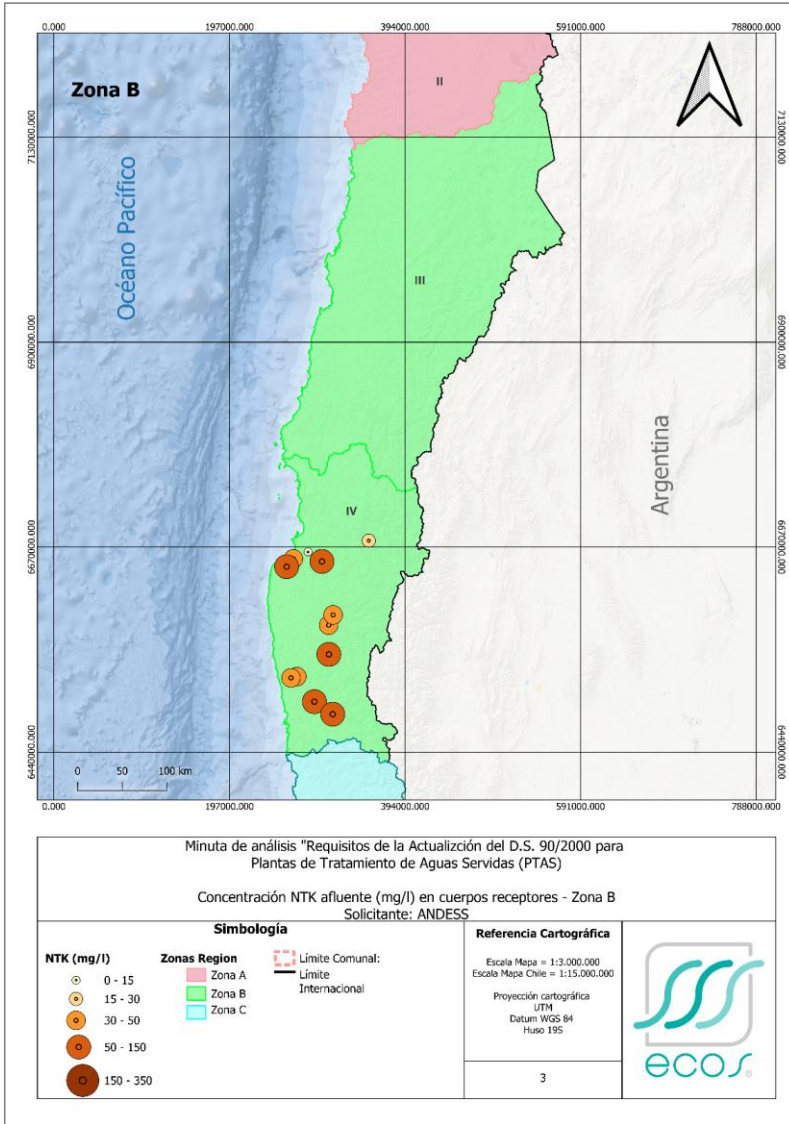
La principal fuente de NT es la escorrentía de aguas pluviales, seguida por el depósito atmosférico y las fuentes residenciales. Las contribuciones de la agricultura intensiva y los pastizales también son significativas, mientras que las otras fuentes como la minería, las aguas residuales municipales e industriales, y las pérdidas de fertilizantes accidentales tienen porcentajes menores.

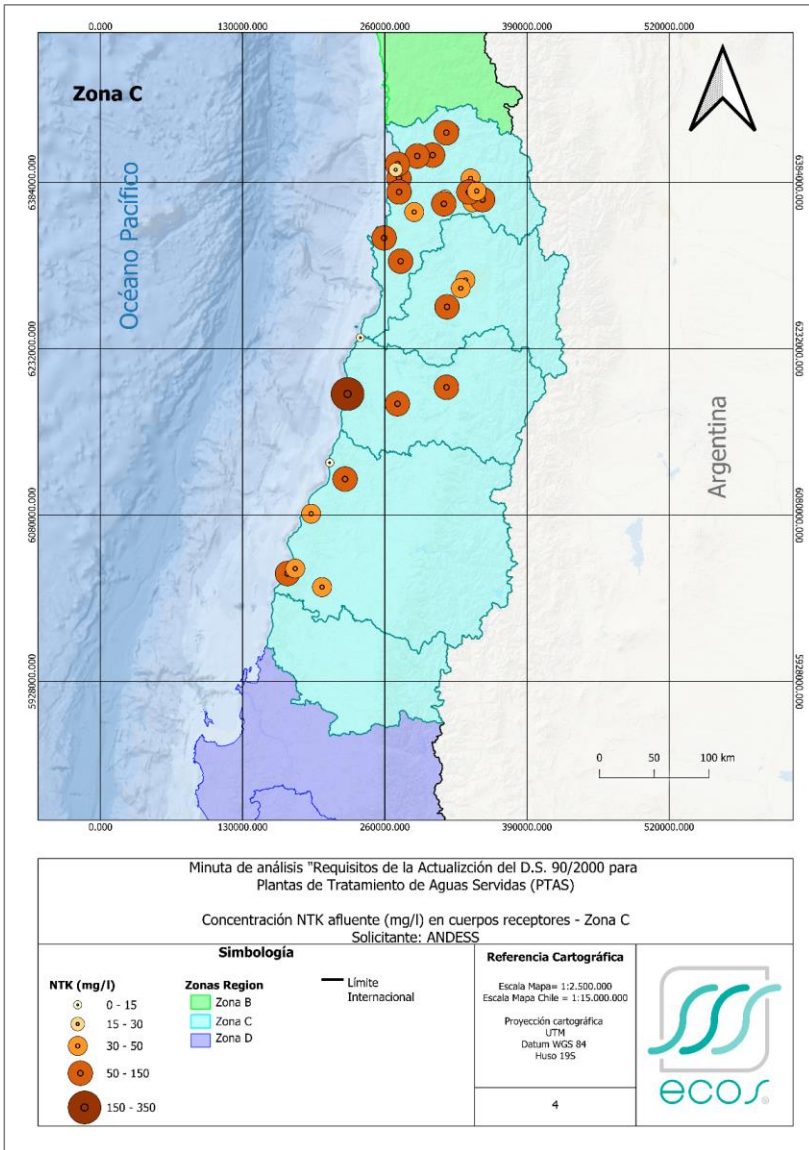
El alto valor aportante de fuentes atmosféricas se atribuyó a las emanaciones de las plantas termoeléctricas.

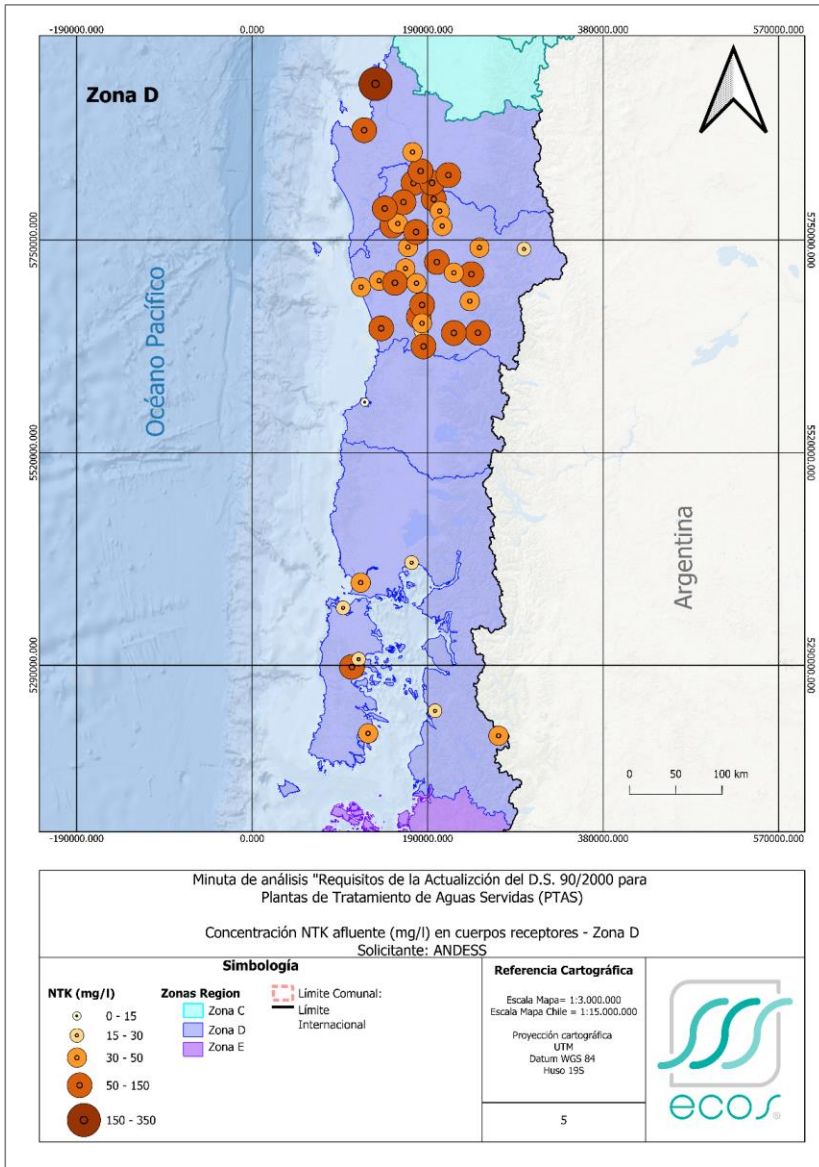
Los resultados anuales de la calidad del agua han mostrado que la Bahía de Tampa está cumpliendo con los criterios de nutrientes numéricos en todos los segmentos de la bahía casi todos los años. Como resultado, el FDEP ha reclasificado todos los segmentos de la Bahía de Tampa de "impedidos por nitrógeno pero manejados" (categoría 4b) a "cuerpo de agua que ha alcanzado los estándares y objetivos de calidad del agua para usos designados y ya no está impedido" (categoría 2) para el nitrógeno total.



7.2 Anexo 2. Detalle cartográfico por zona







**“Análisis para proponer límites máximos para el Nitrógeno Total Kjeldahl  
NTK en el DS 90”**

*Estudio para ANDESS elaborado por Katherine Lizama A., Ingeniero Ambiental, Ph.D.*

**9 de febrero 2024**

## Contenido

|                 |   |                  |
|-----------------|---|------------------|
| <b><u>1</u></b> | <b><u>INTRODUCCIÓN</u></b>  | <b><u>3</u></b>  |
| 1.1             | CONTEXTO  | 3                |
| 1.2             | OBJETIVOS   | 3                |
| 1.3             | ALCANCES Y LIMITACIONES   | 3                |
| <b><u>2</u></b> | <b><u>EL NITRÓGENO Y SU RELEVANCIA AMBIENTAL</u></b>              | <b><u>4</u></b>  |
| 2.1             | NITRÓGENO EN AGUA   | 4                |
| 2.2             | NITRÓGENO COMO NUTRIENTE  | 4                |
| <b><u>3</u></b> | <b><u>NITRÓGENO EN AGUA SERVIDA Y NORMATIVA INTERNACIONAL</u></b> | <b><u>5</u></b>  |
| <b><u>4</u></b> | <b><u>NITRÓGENO EN RÍOS Y NORMATIVA INTERNACIONAL</u></b>         | <b><u>8</u></b>  |
| <b><u>5</u></b> | <b><u>NITRÓGENO EN RÍOS DE CHILE Y NORMATIVA NACIONAL</u></b>     | <b><u>9</u></b>  |
| <b><u>6</u></b> | <b><u>PROPUESTA Y CASOS DE ESTUDIO</u></b>                        | <b><u>10</u></b> |
| 6.1             | PROPUESTA PARA TABLA 1*   | 10               |
| 6.2             | CASOS DE ESTUDIO  | 13               |
| <b><u>7</u></b> | <b><u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</u></b>                      | <b><u>17</u></b> |
| <b><u>8</u></b> | <b><u>REFERENCIAS</u></b>   | <b><u>18</u></b> |
| <b><u>9</u></b> | <b><u>ANEXOS</u></b>  | <b><u>20</u></b> |

## 1 INTRODUCCIÓN

### 1.1 Contexto

El Decreto Supremo 90 (DS 90) tiene como objetivo prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales, mediante el control de contaminantes en los residuos líquidos descargados a estos cuerpos receptores. Dentro de estos residuos líquidos, se encuentran las descargas de las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS), las cuales al ser descargadas a cuerpos de agua superficial sin capacidad de dilución deben cumplir los límites máximos establecidos en la Tabla 1 del DS 90. Esta Tabla incluye el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), que corresponde a la suma del nitrógeno orgánico y del nitrógeno amoniacal. Este Decreto está siendo modificado, por lo que se requiere una propuesta de ANDESS a las autoridades que considere su principio de focalizar las inversiones de manera eficiente y eficaz considerando al medio ambiente como un foco estratégico.

### 1.2 Objetivos

Analizar los efectos e implicancias de posibles modificaciones al límite máximo permitido de NTK en la Tabla 1 del DS 90 desde una perspectiva ambiental. Es decir, considerando la relación entre la calidad de las descargas de PTAS y la calidad final del cuerpo receptor, teniendo en cuenta la calidad objetivo de dicho cuerpo receptor.

Las hipótesis de trabajo son:

- La remoción de NTK en descargas de PTAS es requerida sólo en los casos en que su carga de NTK tenga un impacto en el cuerpo receptor, dada la sensibilidad de éste.
- Las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) son el principal instrumento ambiental en Chile que regula la presencia de contaminantes en el medio ambiente, protegiendo las aguas superficiales por cuenca.

### 1.3 Alcances y limitaciones

Este estudio se enfoca en el nitrógeno como nutriente con énfasis en su impacto en la calidad del agua superficial cuando proviene de las descargas de PTAS de lodos activados de las empresas sanitarias, que deben cumplir con la Tabla 1 del DS 90 teniendo un río como cuerpo receptor. No evalúa las implicancias de la eventual implementación de tratamiento terciario ni sus costos.

Para su desarrollo, se revisó y analizó literatura general, técnica y científica nacional e internacional. Además, se obtuvo información a partir de datos entregados por algunas de las empresas sanitarias, reportando principalmente caudales de descarga y concentración de NTK en ellas en los últimos tres años aproximadamente.



## 2 El nitrógeno y su relevancia ambiental

### 2.1 Nitrógeno en agua

El nitrógeno N es un elemento químico cuyo mayor reservorio está en la atmósfera, en la forma de gas nitrógeno  $N_2$ . Sin embargo, la mayoría de los organismos requiere otras formas de nitrógeno - amoniaco, amonio o nitrógeno orgánico-, las cuales son obtenidas mediante el proceso de fijación de nitrógeno, llevado a cabo por las bacterias fijadoras de nitrógeno. En presencia de oxígeno, las bacterias nitrificantes oxidan el amoniaco a nitrito, y luego el nitrito a nitrato. Este proceso se conoce como nitrificación. En ausencia de oxígeno, las bacterias desnitrificantes reducen el nitrato a gas nitrógeno (principalmente), el cual retorna a la atmósfera. Todos estos procesos forman parte del ciclo del nitrógeno.

Las principales especies acuosas de N son: nitrato  $NO_3$ , nitrito  $NO_2$ , amoniaco  $NH_3$ , amonio  $NH_4$ . En aguas naturales superficiales ricas en oxígeno, la forma predominante del N es el nitrato, la especie más oxidada del N. Por otra parte, dados los aportes de los desechos humanos, las especies reducidas del nitrógeno -N orgánico y N amoniacal- son las que predominan en el agua servida.

Las siguientes definiciones son relevantes para la cuantificación de la concentración de nitrógeno en el agua y por lo tanto para el desarrollo de normas y/o recomendaciones para sus niveles en el agua:

Nitrógeno amoniaco =  $N-NH_3$

Nitrógeno amonio =  $N-NH_4$

Nitrógeno amoniacal=  $N-NH_3 + N-NH_4$

Nitrógeno total Kjeldahl NTK= N orgánico + N amoniacal

Nitrógeno total NT =  $NO_2 + NO_3 + NTK$

### 2.2 Nitrógeno como nutriente

Los nutrientes son aquellos elementos mayores y traza que son esenciales para el crecimiento de los organismos. Este término se refiere típicamente al nitrógeno y fósforo, pero también puede incluir otros elementos como el azufre, potasio, calcio y magnesio.

Cuando un cuerpo de agua tiene altas concentraciones de nutrientes, se produce un crecimiento acelerado de algas y plantas, fenómeno conocido como eutroficación. La eutroficación puede ser de origen natural -enriquecimiento natural de sedimentos en períodos de cientos de años- o antrópico, acelerado por distintas actividades como la agricultura, la ganadería, la disposición de residuos líquidos industriales y aguas servidas. Estas actividades implican descargas puntuales y no puntuales de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua. Las principales consecuencias de la eutroficación son: proliferación de algas (*algal blooms*) y plantas acuáticas afectando las actividades de recreación y turismo; disminución de la transparencia del agua, limitando la penetración de luz y afectando la

vida acuática; hipoxia y anoxia asociada a la muerte de las algas; presencia de toxinas generadas por algunos tipos de algas.

La eutroficación es un desafío ecológico dado sus efectos en ecosistemas y la disponibilidad de agua para uso humano. Es más, es uno de los mayores problemas de calidad del agua a nivel mundial y Chile no es la excepción (Vega et al., 2018).

Además del aporte de nitrógeno como nutriente de las aguas servidas, el NTK es material demandante de oxígeno y por lo tanto contribuye a la demanda bioquímica de oxígeno DBO. Es relevante destacar que el ensayo de la demanda química de oxígeno DQO no oxida nitrógeno, y que el ensayo de la DBO<sub>5</sub> corresponde a la demanda carbonácea, y no a la nitrogenada. Por lo tanto, ninguno de estos ensayos incluye la demanda nitrogenada.

Cabe destacar que las descargas puntuales de la PTAS no son la única fuente de nitrógeno. Es más, la mayoría de la contaminación por nitrógeno en ecosistemas acuáticos proviene de fuentes difusas, no puntuales, que son difíciles de regular (BCN, 2022). De hecho, el estudio de Son et al. (2012) demostró que reducir las concentraciones de NT solo en la descargas de las PTAS -bajo distintas condiciones hidrológicas- apenas afecta la carga de nitrógeno que reciben seis subcuencas del río Cache La Poudre (Colorado, EEUU). Por lo tanto, la única manera de cumplir con los valores propuestos de NT y NP en dicho río es reducir las emisiones de las fuentes difusas.

Algunas fuentes de contaminación difusa son la producción de cultivos agrícolas, los desechos de la ganadería, la infiltración asociada a la ausencia de alcantarillado y saneamiento, y la liberación desde suelos naturalmente ricos en N. De hecho, la agricultura ha aumentado la liberación de nitrógeno al ambiente debido al uso de fertilizantes nitrogenados y la baja eficiencia en el uso del nitrógeno por parte de los cultivos (BCN, 2022). Es más, el 92% del nitrógeno que reciben 430 cuencas que drenan al Arrecife Mesoamericano proviene de la lixiviación de fertilizantes de la producción de cultivos y la escorrentía asociada al ganado, mientras que el 8% restante viene del agua servida residencial y asociada al turismo (Berger et al., 2022).

### **3 Nitrógeno en agua servida y normativa internacional**

Las concentraciones de NTK en el agua servida doméstica típicamente varía entre 20 y 80 mg/L (Tchobanoglous et al., 2003). Es decir, para cumplir con el límite actual de NTK en la Tabla 1 del DS 90 (50 mg/L NTK), puede o no requerirse tratamiento terciario.

Recientemente, Preisner et al. (2020) analizaron y compilaron la normativas vigentes en distintos países para las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua superficial, con énfasis en los nutrientes, y que apuntan a la protección del agua superficial y la mitigación de la eutroficación.

Tabla 1. Comparación de parámetros de calidad del agua (mg/L) incluidos en la normativa de descarga de aguas servidas tratadas en países seleccionados de la Unión Europea. Modificado de Preisner et al. (2020)

| País/región          | Tipo de PTAS      | DQO | DBO <sub>5</sub>        | N-amonio | N total                               | P total                              |
|----------------------|-------------------|-----|-------------------------|----------|---------------------------------------|--------------------------------------|
| Unión Europea        | <2.000 PE         | 125 | 25                      | -        | -                                     | -                                    |
|                      | 2.000-10.000 PE   | 125 | 25                      | -        | -                                     | -                                    |
|                      | 10.000-100.000 PE | 125 | 25                      | -        | 15 en áreas sensibles a eutroficación | 2 en áreas sensibles a eutroficación |
|                      | >100.000 PE       | 125 | 25                      | -        | 10 en áreas sensibles a eutroficación | 1 en áreas sensibles a eutroficación |
| Alemania             | <1.000 PE         | 150 | 40                      | -        | -                                     | -                                    |
|                      | <5.000 PE         | 110 | 25                      | -        | -                                     | -                                    |
|                      | <20.000 PE        | 90  | 20                      | 10       | -                                     | -                                    |
|                      | <100.000 PE       | 90  | 20                      | 10       | 18                                    | 2                                    |
|                      | >100.000 PE       | 75  | 15                      | 10       | 13                                    | 1                                    |
| Suecia               | <2.000 PE         | -   | 15* (DBO <sub>7</sub> ) | -        | 15                                    | 0,5                                  |
|                      | 2.000-100.000 PE  | -   | 15* (DBO <sub>7</sub> ) | -        | 15                                    | 0,5                                  |
|                      | >100.000 PE       | -   | 15* (DBO <sub>7</sub> ) | -        | 10                                    | 0,5                                  |
| Dinamarca            |                   | 75  | 10                      | 10       | 8                                     | 0,4                                  |
| Comisión de Helsinki | 300-2.000 PE      | -   | 25                      | -        | 35                                    | 2                                    |
|                      | 2.000-10.000 PE   | -   | 15                      | -        | 30                                    | 1                                    |
|                      | 10.000-100.000 PE | -   | 15                      | -        | 15                                    | 0,5                                  |
|                      | >100.000 PE       | -   | 15                      | -        | 10                                    | 0,5                                  |

\*1 mg/L DBO<sub>7</sub> ≈ 0,83 mg/L DBO<sub>5</sub>

Cabe destacar que la *Urban Waste Water Treatment Directive* (UWWTD) existe desde 1991 y fijó los estándares de la Tabla 1 en dicha fecha. Gracias a eso, la calidad de los ríos, lagos y mares europeos ha mejorado dramáticamente. Sin embargo, para abordar la contaminación actual que no es regulada por estas reglas, una propuesta para una nueva UWWTD se encuentra en revisión (Directorate-General for Environment, 2022). Además, dada la relevancia del nitrógeno, se conformó la *Nitrates Directive* cuyo objetivo es proteger la calidad del agua en Europa reduciendo su contaminación por nitrato de fuentes agrícolas (European Commission, 2023).

Tabla 2. Comparación de parámetros de calidad del agua (mg/L) incluidos en la normativa de descarga de aguas servidas tratadas en países/regiones fuera de la Unión Europea. Modificado de Preisner et al. (2020)

| País/región                | Tipo de PTAS                         | DQO | DBO <sub>5</sub>                       | N-amonio, N-amoniaco | N-nitrito, N-nitrato | NTK | N total                                   | P-fosfato                         | P total                                     |
|----------------------------|--------------------------------------|-----|--|----------------------|----------------------|-----|---|-----------------------------------|---|
| EEUU                       |                                      | -   | 30                                     | -                    | -                    | -   | 3-5 en áreas sensibles a la eutroficación | -                                 | 0,1-1 en áreas sensibles a la eutroficación |
| Columbia Británica, Canadá | Descarga a esteros, ríos y estuarios | -   | 45 (10 si la razón de dilución < 40:1) | -                    | -                    | -   | -   | 0,5 (CMD* > 50 m <sup>3</sup> /d) | 1 (CMD* > 50 m <sup>3</sup> /d)             |
| Bielorrusia                | 500 PE                               | 125 | 35                                     | -                    | -                    | -   | -   | -                                 | -   |
|                            | 501-2.000 PE                         | 120 | 30                                     | 20                   | -                    | -   | -   | -                                 | -   |
|                            | 2001-10.000 PE                       | 100 | 25                                     | 15                   | -                    | -   | -   | -                                 | -   |
|                            | 10001-100.000 PE                     | 80  | 20                                     | -                    | -                    | -   | 20  | -                                 | 4,5   |
|                            | >100000 PE                           | 70  | 15                                     | -                    | -                    | -   | 15  | -                                 | 2   |
| Suiza                      | 2000-10000 PE                        | 60  | 20                                     | 2 (N amoniacal)      | 0,3 (N-nitrito)      | -   | -   | 0,8                               | -   |
|                            | > 10000 PE                           | 45  | 15                                     | 3 (N amoniacal)      | 0,3 (N-nitrito)      | -   | -   | 0,8                               | -   |
| Dubai                      | Área del puerto                      | 100 | 50                                     | 2 (N amonio)         | 40 (N-nitrato)       | 10  | -   | 2                                 | -   |

\*CMD=caudal máximo diario

De la revisión de la normativa, el único lugar donde se incluye el NTK es Dubai. Según Preisner et al. (2020), la gestión del agua servida es muy importante en este lugar debido a la falta de agua dulce.

Como puede verse en las Tablas 1 y 2, y considerando al NT como *proxy* al NTK, el valor de NTK incluido en la Tabla 1 del DS 90 es bastante más permisivo que el máximo permitido para NT en todos los países considerados, cuando se incluye. Cabe destacar que EEUU y la Unión Europea incluyen el NT en las descargas de PTAS que se realizan en áreas sensibles a la eutroficación.

## 4 Nitrógeno en ríos y normativa internacional

La concentración de nitrógeno en ríos es altamente variable y depende de múltiples factores: clima, estación del año, régimen y características del río, fuentes de contaminación puntuales y difusas, etc.

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA), mediante su *National Recommended Water Quality Criteria* (US EPA, 2023b) sugiere concentraciones máximas de contaminantes según uso del agua. Para protección de la vida acuática, recomienda que el nitrógeno amoniacal en agua dulce no supere 1,9 mg/L (efecto crónico) y 17 mg/L (efecto agudo) (US EPA, 2013). Sin embargo, para agua superficial, se sugieren límites para el nitrógeno total según la ecorregión, de acuerdo a su *Ecoregional Nutrient Criteria for Rivers and Streams* (US EPA, 2023a). Estos límites máximos fluctúan entre 0,12 y 2,18 mg/L NT (US EPA, 2021).

Estos criterios no son leyes y cada estado de EEUU puede tomarlos como referencia para desarrollar sus propios estándares. Para esto, existe el manual para guiar el desarrollo de estándares para nutrientes (US EPA, 2000). Por ejemplo, el *Colorado Department of Public Health and Environment* (CDPHE), para proteger la vida acuática de sus cursos de agua, estableció como máximo 2 mg/L NT y 0,16 mg/L TP en aguas superficiales tibias, y 0,4 mg/L NT y 0,11 TP en aguas superficiales frías (Son et al., 2012).

En Canadá, el *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) desarrolló un manual análogo (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2016). En Ontario, la *Rideau Valley Conservation Authority's* (RVCA) estableció como estándar 0,5 mg/L NTK en las aguas superficiales del río Rideau (Trottier et al., 2022).

Por otro lado, la WFD -a diferencia de la US EPA- no recomienda ni establece concentraciones máximas, sino que lo solicita a cada país de la UE. Poikane et al. (2019) analizaron los distintos criterios para nutrientes que utilizan países miembros de la UE para sostener un buen estado ecológico en ríos, lagos, aguas costeras y aguas de transición. En ríos, los límites para el NT fluctúan entre 0,25 mg/L y 35 mg/L, con una media de 2,5 mg/L. Para el N-nitrato, si bien no presentaron los rangos, según los autores es mucho más variable y con una alta influencia de las recomendaciones de la *Nitrates Directive* (50 mg/L nitrato, es decir 11,3 mg/L N-nitrato) y de la *Drinking Water Directive* (25 mg/L nitrato, es decir 5,6 mg/L N-nitrato).

## 5 Nitrógeno en ríos de Chile y normativa nacional

En Chile, la principal base de datos de mediciones de calidad de agua corresponde al Banco Nacional de Aguas (BNA) de la Dirección General de Aguas (DGA). Lamentablemente, la única especie de nitrógeno monitoreada es el nitrato. La frecuencia y continuidad de estos monitoreos dependen de cada estación del BNA, por lo que no se cuenta con registros suficientes a nivel nacional. Esto queda demostrado en el hecho que el Atlas de Calidad del Agua (DGA, 2020) sólo incluyó promedios para el nitrógeno, y no se analizaron las tendencias generales, como se hizo para otros parámetros (e.g. pH, sulfato). Sin embargo, se mostró la evolución temporal del N-NO<sub>3</sub> en algunas estaciones.

La disponibilidad de los registros de distintos parámetros ha permitido generar varios estudios con información de la calidad del agua en Chile. Los principales problemas de calidad del agua son la alta salinidad en la zona Norte de Chile, las altas concentraciones de metales tóxicos y metaloides en las zonas Norte y Centro, y la presencia en aumento de nutrientes en las zonas Centro y Sur (Pastén et al., 2021).

Las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) establecen “los valores de concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza”. Art. 2 letra ñ), Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente.

A febrero 2024, existen 5 NSCA vigentes: 1 en cuencas lacustres: Villarrica; y 4 en cuencas de ríos: Aconcagua, Maipo, Biobío y Serrano. En la de Serrano, no está incluido ningún nutriente. Además, Rapel se encuentra en tramitación final, Huasco se encuentra en el proceso de elaboración del proyecto definitivo, y el anteproyecto de Elqui se encuentra en elaboración. Mataquito y Valdivia se encuentran en elaboración. Llanquihue, cuenca lacustre, se encuentra en proceso de revisión. Dado que Chile cuenta con 101 cuencas (DGA, 2016), menos de un 5% de sus cuerpos de agua cuentan con objetivos de calidad fijados por NSCA.

Tabla 3. Rangos de concentraciones (mg/L) para distintas especies de nitrógeno incluidas en las NSCA vigentes y en aquellas próximas a ser aprobadas.

| Nombre cuenca | N total | N-nitrato  | Nitrato | N-nitrito   | N-amonio      | Amonio    | Observación  |
|---------------|---------|------------|---------|-------------|---------------|-----------|--|
| Aconcagua     | 3,4     | 0,8-3,7    |         | -           | 0,68          |           | N total y N-amonio sólo normado en un área de vigilancia, correspondiente a la desembocadura. N-nitrato normado en todas las áreas de vigilancia, excepto la desembocadura |
| Maipo         | -       | 0,5-10     |         | -           | -             |           | Normado en todas las áreas de vigilancia   |
| Biobío        | 0,1-0,6 | 0,03-0,15  |         | 0,002-0,01  |               |           | Los tres parámetros están normados en todas las áreas de vigilancia  |
| Huasco        | -       | 0,45-1,31* | 2-5,8   | -           | 0,023-0,614** | 0,03-0,79 | Nitrato normado en todas las áreas de vigilancia. Amonio normado en la mayoría   |
| Rapel         | 0,925-3 | 0,4-2,3    |         | 0.006-0,048 | 0,04-0,4      |           | N total normado en la mayoría de las áreas de vigilancia   |

\*equivalencia calculada acorde a concentración de nitrato

\*\*equivalencia calculada acorde a concentración de amonio

Como lo muestra la Tabla 3, el NTK no se encuentra incluido en ninguna norma, siendo su *proxy* el nitrógeno amoniacal; aunque sí están incluidas otras formas de nitrógeno, lo cual es consistente con la normativa internacional.

## 6 Propuesta y casos de estudio

### 6.1 Propuesta para Tabla 1\*

Considerando la realidad nacional, las recomendaciones internacionales y criterio experto, se propone que los límites máximos para la concentración de nitrógeno en las descargas de las PTAS sean sitio-específicos y se definan en una Tabla 1\* considerando 2 factores: la sensibilidad del cuerpo receptor y el impacto del nitrógeno aportado por la descarga de la PTAS en el cuerpo receptor.

#### **Factor 1: Sensibilidad del cuerpo receptor**

Los límites máximos se definirán en función de la sensibilidad del cuerpo receptor, asociados a una concentración objetivo en éste. En el caso que en la RCA de la PTAS (u otro compromiso ambiental) exija cumplir cierta calidad objetivo de N en el cuerpo receptor aguas abajo de la descarga, dicha concentración será la objetivo.

De lo contrario, la concentración objetivo se considerará a partir de la NSCA vigente o próxima a ser aprobada, tal como lo muestra la Tabla 4. Si no existe una concentración objetivo ya establecida a cumplir, se asume que el cuerpo receptor no ha sido priorizado para su protección. Por lo tanto, el límite máximo no será modificado.

Tabla 4. Definición de límites máximos en función de la sensibilidad del cuerpo receptor.

| La RCA establece cumplir cierta calidad objetivo aguas abajo de la descarga | Condición   | Sensibilidad | Concentración objetivo en cuerpo receptor    | Límite máximo en la descarga   |
|---|---|--------------|--|--|
| Sí  | La indicada   | Alta         | Valor establecido en la RCA                  | Definido a partir de la concentración objetivo en el cuerpo receptor |
| No  | El cuerpo receptor corresponde a un área de vigilancia de una NSCA vigente                | Alta         | Valor establecido en la NSCA                 | Definido a partir de la concentración objetivo en el cuerpo receptor |
|   | El cuerpo receptor corresponde a un área de vigilancia de una NSCA próxima a ser aprobada | Media        | Valor establecido en el anteproyecto de NSCA | Definido a partir de la concentración objetivo en el cuerpo receptor |
|   | No hay evidencia de que el cuerpo receptor sea objeto priorizado de protección            | Baja         | n/a*   | Valor actual Tabla 1 DS 90   |

\*no aplica

Para definir los valores de estos límites, además de la concentración objetivo, se requiere:

1. El caudal del cuerpo receptor aguas abajo de la descarga: disponibles (nominalmente) en el Banco Nacional de Agua de la Dirección General de Aguas en el caso que exista una estación fluviométrica. Se sugiere que las empresas sanitarias realicen la medición del caudal medio diario de los cuerpos receptores correspondientes, de manera que esté asociado a la medición de la concentración objetivo.

Considerando el principio precautorio, es necesario evaluar distintos escenarios factibles - incluyendo el más desfavorable- para cuantificar el caudal del cuerpo receptor, tanto en función de la temporada del año como de la distancia aguas abajo del punto de descarga. Por esto, se requiere considerar la variabilidad estacional de los caudales de los cuerpos receptores atribuida tanto a su variabilidad natural asociada al régimen hidrológico del río, como la de sus aportes (descarga PTAS, otras descargas) y de sus extracciones (DAA).

2. El caudal de la descarga y la correspondiente concentración de NTK asociada: disponibles como registros diarios de las empresas sanitarias.



Según lo observado en los archivos entregados por las empresas con algunos de estos registros, existe variabilidad tanto en los caudales como en la concentración, la cual es intrínseca. Esta variabilidad debe caracterizarse para identificar los escenarios más desfavorables para el cuerpo receptor (i.e. mayor carga de N) tanto para definir los límites máximos, como para estimar el impacto de la carga de nitrógeno asociada a la PTAS, como se indica a continuación.

**Factor 2: Impacto del nitrógeno aportado por la PTAS en el cuerpo receptor**

Los límites máximos por definir según la Tabla 4 incluirán un margen de seguridad a definir en función del impacto del aporte de N de la descarga en el cuerpo receptor. A mayor impacto, mayor margen. Se sugiere que este margen se determine en función de la variabilidad del aporte de N, y que se considere nulo en el caso de que el impacto sea bajo.

Dicho aporte se define como la razón entre las emisiones de N asociadas a la descarga PTAS y el total de las emisiones que recibe el cuerpo receptor (masa N por unidad de tiempo)\*100. Este porcentaje define el impacto del N aportado por la descarga PTAS en el cuerpo receptor como lo muestra la Tabla 5.

Tabla 5. Impacto del N aportado por la descarga PTAS en el cuerpo receptor en función de su aporte

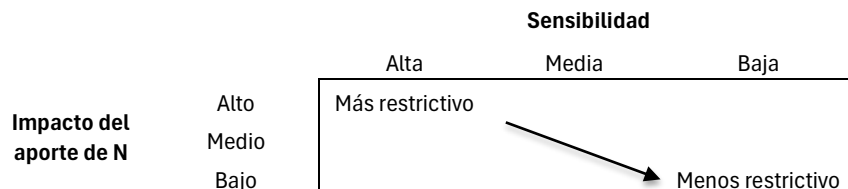
| Aporte N de la descarga al cuerpo receptor | Impacto |
|--|---------|
| >50%                                       | Alto    |
| 10-50%                                     | Medio   |
| <10%                                       | Bajo    |

Para estimar este aporte, se requiere cuantificar (masa de N por unidad de tiempo):

1. La carga de nitrógeno asociada a la descarga de la PTAS: en función de los registros diarios de concentración NTK y caudal de descarga de las empresas
2. La carga de nitrógeno asociada a otras fuentes emisoras, puntuales y no puntuales, que descargan al cuerpo receptor: requiere generación y/o recopilación y análisis de datos de fuentes de información externas

Así, los valores límites a definir en la Tabla 1\* serán más restrictivos a medida que la sensibilidad del cuerpo receptor y el impacto del aporte de N sean mayores (Tabla 6).

Tabla 6. Variación de los valores límites de la descarga PTAS en función de la sensibilidad del cuerpo receptor y el impacto de su aporte de N



## 6.2 Casos de estudio

Se seleccionaron 6 casos de estudio asociados a 6 cuerpos receptores (ríos) que reciben al menos una descarga de PTAS con tecnología de lodos activados con un caudal considerable (mayor o del orden de decenas de L/s). Se realizó un análisis preliminar en base a los datos entregados por algunas de las empresas sanitarias y la información pública disponible.

Tabla 7. Resumen de los casos de estudio seleccionados.

| Caso | Cuerpo receptor | Cuenca        | Sensibilidad   | PTAS destacada                     | Empresa         | Región        | Concentración objetivo en cuerpo receptor |
|------|-----------------|---------------|----------------|------------------------------------|-----------------|---------------|---|
| 1    | Río Mapocho     | Río Maipo     | Alta           | Farfana, Mapocho-Trebal, Talagante | Aguas Andinas   | Metropolitana | 10 mg/L N-nitrato                         |
| 2    | Río Aconcagua   | Río Aconcagua | Alta           | Quillota                           | ESVAL           | Valparaíso    | 3,7 mg/L N-nitrato                        |
| 3    | Río Bureo       | Río Biobío    | Alta           | Mulchén                            | ESSBIO          | Biobío        | 0,2 mg/L N total                          |
| 4    | Río Huatulame   | Río Limarí    | Baja           | Chañaral Alto                      | Aguas del Valle | Coquimbo      | n/a                                       |
| 5    | Río Cautín      | Río Imperial  | Baja           | Temuco                             | Aguas Araucanía | Araucanía     | n/a                                       |
| 6    | Río Espolón     | Río Yelcho    | Por determinar | Futaleufú*                         | Suralis         | Los Lagos     | Por determinar                            |

\*De los datos entregados por la empresa, no queda claro si la PTAS descarga del orden de 200-300 L/s o de 3-4 L/s.

Según dichos datos, a la fecha no existen PTAS que cuenten con RCA o similar que exija una calidad objetivo para en el cuerpo receptor. Sin embargo, esto podría cambiar en el caso de ampliaciones o de nuevas PTAS.

A continuación se indican algunos aspectos a destacar de cada caso.

## Río Mapocho

CEA (2017) calificó este río como eutrófico en distintos sectores, dado que excedió con creces la concentración de 1,5 mg/L nitrógeno total. Sin embargo, no hizo referencia a otros parámetros de calidad del agua que son relevantes para esa clasificación: fósforo total y clorofila a en el caso de ríos.

El río Mapocho en su zona baja (descarga PTAS La Farfana, Mapocho-Trebal y Talagante) hasta que se desemboca en el Maipo, drena un área principalmente agrícola, siendo su principal uso consuntivo el de riego. Por lo tanto, es esperable que gran parte de los aportes de nitrógeno provengan de fuentes difusas asociadas al uso de suelo, y no de las descargas de la PTAS. Sin embargo, validar esta hipótesis requiere la cuantificación de los aportes de nitrógeno de todas las fuentes, puntuales y difusas.

La NSCA establece un límite máximo de 10 mg/L N-nitrato en el área de vigilancia MP-2 correspondiente al Mapocho Bajo. Este alto valor del límite máximo sugiere que un estado eutrófico (en términos del NT) para el río sería “aceptable”. Sin embargo, la NSCA de la cuenca del río Maipo indica textual: “La entrada en vigencia de las presentes normas permitirá controlar parámetros relevantes a nivel de toxicidad y/o en la reducción o limitación de procesos de eutrofización”.

Según lo indicado directamente por Aguas Andinas, hay períodos en el año donde el río “desaparece” aguas abajo de la bocatoma del Canal Las Mercedes, la cual se encuentra aguas debajo de la descarga La Farfana. Por lo tanto, los caudales asociados a la estación DGA Río Mapocho Rinconada de Maipú, código BNA 05737002-5 no son representativos del caudal del río aguas abajo de dicha bocatoma (Figura A1). Cabe destacar que los registros de caudal medio diario en esta estación en el BNA sólo están disponibles hasta agosto 2015. Además, las bocatomas de los canales Esperanza Bajo y Mallarauco se ubican aguas debajo de la descarga de Mapocho-Trebal. La estación DGA Río Mapocho en el Trebal, código BNA 05737019-K se ubica aguas arriba de dicha descarga y los registros de caudal medio diario en el BNA están disponibles -con cierta intermitencia- hasta diciembre 2021.

Según lo indicado directamente por Aguas Andinas, el punto de monitoreo del área de vigilancia MP-2, si bien se encuentra aguas abajo de la descarga de la PTAS Talagante, se ubica en la ribera sur del río, por lo que las mediciones en este punto no reflejan el efecto de la descarga que se ubica en la ribera norte (Figura A2). Si bien esto podría tener implicancias en términos del cumplimiento de la NSCA, no afectaría la metodología aquí propuesta. Además, la estación fluviométrica Río Mapocho en el Monte, código BNA 05737005-K se encuentra aguas arriba de la descarga de la PTAS Talagante. Los registros de caudales medios diarios no se encuentran disponibles en el BNA.

### Río Aconcagua

Análogamente al caso del río Mapocho, la NSCA establece un límite máximo de 3,7 mg/L N-nitrato en el área de vigilancia AC-4 correspondiente al Aconcagua Bajo. Este alto valor del límite máximo sugiere que un estado eutrófico (en términos del NT) para el río Aconcagua sería “aceptable”. La SISS, dentro de sus observaciones en la etapa de consulta pública del anteproyecto de la NSCA, indicó que el río Aconcagua tiene un régimen de torrente en la mayor parte de su trazado, condición que no favorece la eutrofización dada la turbulencia y aireación de las aguas. El MMA, en respuesta a otra observación, indicó que dado la trofia en la desembocadura (área AC-5), se incluyó la clorofila a como un parámetro normado sólo en esa área<sup>1</sup>. A diferencia de la NSCA de la cuenca del río Maipo, la NSCA de la cuenca del río Aconcagua no menciona la eutrofización.

El río Aconcagua en su zona media (descargas PTAS Los Andes, San Felipe, Curimón) y baja (descarga PTAS Quillota) drena un área principalmente agrícola, siendo su principal uso consuntivo el de riego. Por lo tanto, es esperable que gran parte de los aportes de nitrógeno provengan de fuentes difusas asociadas al uso de suelo, y no de las descargas de la PTAS. Sin embargo, validar esta hipótesis requiere la cuantificación de los aportes de nitrógeno de todas las fuentes, puntuales y difusas. Se sugiere revisar el informe “Diagnóstico y propuesta de control de las fuentes difusas en la cuenca del río Aconcagua, Región de Valparaíso”<sup>2</sup>.

Si bien ESVAL no especificó que las captaciones de canales de riego (u otras) “secaran” el río, es esperable que esta situación ocurra al menos en algunas épocas del año. La crítica situación de la baja disponibilidad del agua en la cuenca dado sus múltiples usuarios y demandas de agua asociadas es bien conocida.

### Río Bureo

A diferencia de los dos casos anteriores, la NSCA de la cuenca del río Biobío en el área de vigilancia BI-10 -donde descarga la PTAS Mulchén- establece un límite mucho más exigente: 0,2 mg/L N total. Es más, la NSCA indica textual: “la norma controla contaminantes importantes en el proceso de eutrofización (nitrógeno y fósforo)”.

La empresa cuenta con registros de NTK en el cuerpo receptor para aquellas PTAS con RCA desde 2018, lo cual no es el caso de Mulchén.

---

<sup>1</sup> Informe consolidado de observaciones y respuestas disponible en [https://consultaciudadanas.mma.gob.cl/storage/consulta/respuestas/Respuesta\\_Aconcagua.pdf](https://consultaciudadanas.mma.gob.cl/storage/consulta/respuestas/Respuesta_Aconcagua.pdf)

<sup>2</sup> Disponible en [https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2016/proyectos/Informe\\_Final\\_C.\\_Difusa\\_Aconcagua.pdf](https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2016/proyectos/Informe_Final_C._Difusa_Aconcagua.pdf)

### Río Huatulame

Chañaral Alto es la única PTAS de Aguas de Valle que descarga a este río. Dada la ausencia de NSCA y anteproyecto en la cuenca del río Limarí, y la falta de otros antecedentes, se consideró que su sensibilidad es baja.

### Río Cautín

Este río se clasificó como de baja sensibilidad, dada la ausencia de NSCA y anteproyecto. Además, según el PEGH (DGA, 2021), la cuenca del río Imperial tiene una buena capacidad de dilución y todos sus cursos de agua tienen buena calidad. Es más, no se menciona la necesidad de una NSCA, a diferencia de otros PEGH.

Para este río, y otros cuerpos receptores (e.g. río Toltén, río Imperial), la empresa cuenta con mediciones de NTK, N-nitrato, N-nitrito y NT como parte del Plan de Monitoreo de la DIA. El análisis detallado de estos datos, junto con los caudales correspondientes (no medidos por la empresa) y eventualmente de mediciones disponibles de calidad del agua en otras ubicaciones relevantes (dado que las mediciones se realizan 100 m aguas debajo de la descarga ) permitiría cuantificar el efecto del aporte de N de la PTAS, y validar la clasificación del río.

### Río Espolón

El río Espolón es el principal afluente del río Futaleufú; luego que desagua del Lago Espolón, que es un cuerpo lacustre de importancia (DGA, 2022).

Según DGA (2022), hay escasa información de la calidad del agua superficial de la cuenca del río Yelcho. Considerando además que la cuenca tiene una zona de interés turístico (ibid), se requieren más antecedentes para determinar la sensibilidad del río.

## 7 Conclusiones y recomendaciones

- La normativa internacional que regula la calidad de las descargas de las PTAS distingue entre cuerpos receptores sensibles a la eutroficación. En dichos casos, incluye principalmente el NT y el amonio, además del fósforo
- La normativa internacional que regula la calidad del agua superficial considera las características propias de cada cuerpo de agua, similarmente a la normativa nacional, e incluye principalmente el NT
- Las NSCA vigentes y próximas a ser aprobadas son insuficientes para proteger los cuerpos de agua superficial a nivel nacional. Por lo tanto, y dado que su dictación toma años, es necesario determinar calidad objetivo en el mediano plazo si el objetivo es proteger los ecosistemas acuáticos. Se sugiere revisar los estudios de la DGA con una propuesta técnica de asignación de calidad objetivo para cuerpos de agua prioritarios del país<sup>3</sup>. Dado la antigüedad de estos estudios, hay que considerarlos como un punto de partida, sin embargo esto podría contribuir a determinar la calidad objetivo de N al menos para algunos cuerpos receptores en el mediano plazo
- La determinación de los límites máximos a incluir en la Tabla 1\* según lo propuesto requiere la cuantificación de los aportes de N de las fuentes puntuales y difusas que descargan a un cuerpo receptor, además de requerir un valor definido de la concentración objetivo aguas abajo de la descarga; la cual proviene de una NSCA o de una RCA. Esta cuantificación involucra incertidumbre intrínseca asociada principalmente a las fuentes difusas y requiere tiempo para su desarrollo. Se sugiere revisar los AGIES de las NSCA como una fuente de información externa, ya que en ellos se estimaron las emisiones puntuales y difusas
- El objetivo de analizar la variabilidad de los aportes de N atribuidos a las PTAS es evaluar los escenarios más desfavorables, para considerar el impacto ambiental de mayor intensidad asociado a dichos aportes y sus implicancias en la determinación de los límites máximos
- El nitrógeno proviene de distintas fuentes tanto puntuales como difusas, siendo éstas las más importantes en muchos casos. Por lo tanto, es probable que al cuantificar todos los aportes de N que recibe un cuerpo receptor, el limitar la concentración de NTK en las descargas de las PTAS no sea suficiente para alcanzar la calidad objetivo de dicho cuerpo, sobre todo si el impacto del aporte de N de la PTAS es medio o bajo. En estos casos, quedaría en evidencia que se requerirían otras medidas para controlar los aportes de nitrógeno que reciben los cuerpos receptores de otras fuentes distintas a las de la PTAS.

---

<sup>3</sup> Disponibles en <https://mma.gob.cl/diagnostico-y-clasificacion-de-cursos-y-cuerpos-de-agua-segun-objetivos-de-calidad/>

## 8 Referencias

- BCN. (2022). *Paper review: Contaminación por nitrógeno en diferentes cuerpos de agua*. [https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/33830/1/PR\\_Contaminacion\\_N.pdf](https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/33830/1/PR_Contaminacion_N.pdf)
- Berger, M., Canty, S. W. J., Tuholske, C., & Halpern, B. S. (2022). Sources and discharge of nitrogen pollution from agriculture and wastewater in the Mesoamerican Reef region. *Ocean & Coastal Management*, 227, 106269. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106269>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2016). *Guidance Manual for Developing Nutrient Guidelines for Rivers and Streams*. <https://ccme.ca/en/res/guidancemanualfordevelopingnutrientguidelinesforriversandstreams.pdf>
- CEA. (2017). *Diagnóstico y análisis del efecto de las plantas de tratamiento en la ecología del río Mapocho Informe 2*.
- DGA. (2016). *Atlas del Agua*. <https://dga.mop.gob.cl/DGADocumentos/Atlas2016parte1-17marzo2016b.pdf>
- DGA. (2020). *Atlas Calidad del Agua Chile 2020*. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/items/382f03e7-b7d4-450d-8bb9-ca36910e3700>
- DGA. (2021). *Plan Estratégico de Gestión Hídrica en la cuenca del Río Imperial*. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/126128>
- DGA. (2022). *Plan Estratégico de Gestión Hídrica en Cuenca del Río Yelcho*. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/126382>
- Directorate-General for Environment. (2022). *Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive*. [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en)
- European Commission. (2023). *Nitrates*. [https://environment.ec.europa.eu/topics/water/nitrates\\_en#implementation](https://environment.ec.europa.eu/topics/water/nitrates_en#implementation)
- Pastén, P., Vega, A., Lizama, K., Guerra, P., & Pizarro, J. (2021). Water Quality. In B. Fernández & J. Gironás (Eds.), *Water Resources of Chile* (pp. 209-228). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-56901-3\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-030-56901-3_10)
- Poikane, S., Kelly, M. G., Salas Herrero, F., Pitt, J.-A., Jarvie, H. P., Claussen, U., . . . Phillips, G. (2019). Nutrient criteria for surface waters under the European Water Framework Directive: Current state-of-the-art, challenges and future outlook. *Science of the Total Environment*, 695, 133888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133888>
- Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2020). An Analytical Review of Different Approaches to Wastewater Discharge Standards with Particular Emphasis on Nutrients. *Environmental Management*, 66(4), 694-708. 10.1007/s00267-020-01344-y
- Son, J.-H., & Carlson, K. H. (2012). Will stringent total nitrogen wastewater treatment plant discharge regulations achieve stream water quality goals? *Journal of Environmental Monitoring*, 14(11), 2921-2928. 10.1039/C2EM30381G
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. Fourth Edition* (4 ed.). Boston: McGraw Hill.
- Trottier, L., Chételat, J., Vis, C., Hamilton, P. B., Pick, F. R., & Vermaire, J. C. (2022). Water chemistry and periphyton biomass in the Rideau River: Have conditions changed after 24 years? *Journal of Limnology*, 81(1). 10.4081/jlimnol.2022.2065

- US EPA. (2000). *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Rivers and Streams* EPA-822-B-00-002. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/nutrient-criteria-manual-rivers-streams.pdf>
- US EPA. (2013). *Ambient Water Quality Criteria For Ammonia – Freshwater 2013*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria-for-ammonia-freshwater-2013.pdf>
- US EPA. (2021). *Summary Table for the Rivers & Streams Ecoregional Nutrient Criteria Documents*. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/ecoregion-table-rivers-streams.pdf>
- US EPA. (2023a). *Ecoregional Nutrient Criteria for Rivers and Streams*. <https://www.epa.gov/nutrientpollution/ecoregional-nutrient-criteria-rivers-and-streams>
- US EPA. (2023b). *National Recommended Water Quality Criteria* <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-tables>
- Vega, A. S., Lizama, K., & Pastén, P. A. (2018). Water Quality: Trends and Challenges. In G. Donoso (Ed.), *Water Policy in Chile* (pp. 25-51). Cham, Switzerland. Springer International Publishing. 10.1007/978-3-319-76702-4\_3



### 9 Anexos

Figura A1. Ubicación de puntos clave en el río Mapocho, sector Maipú

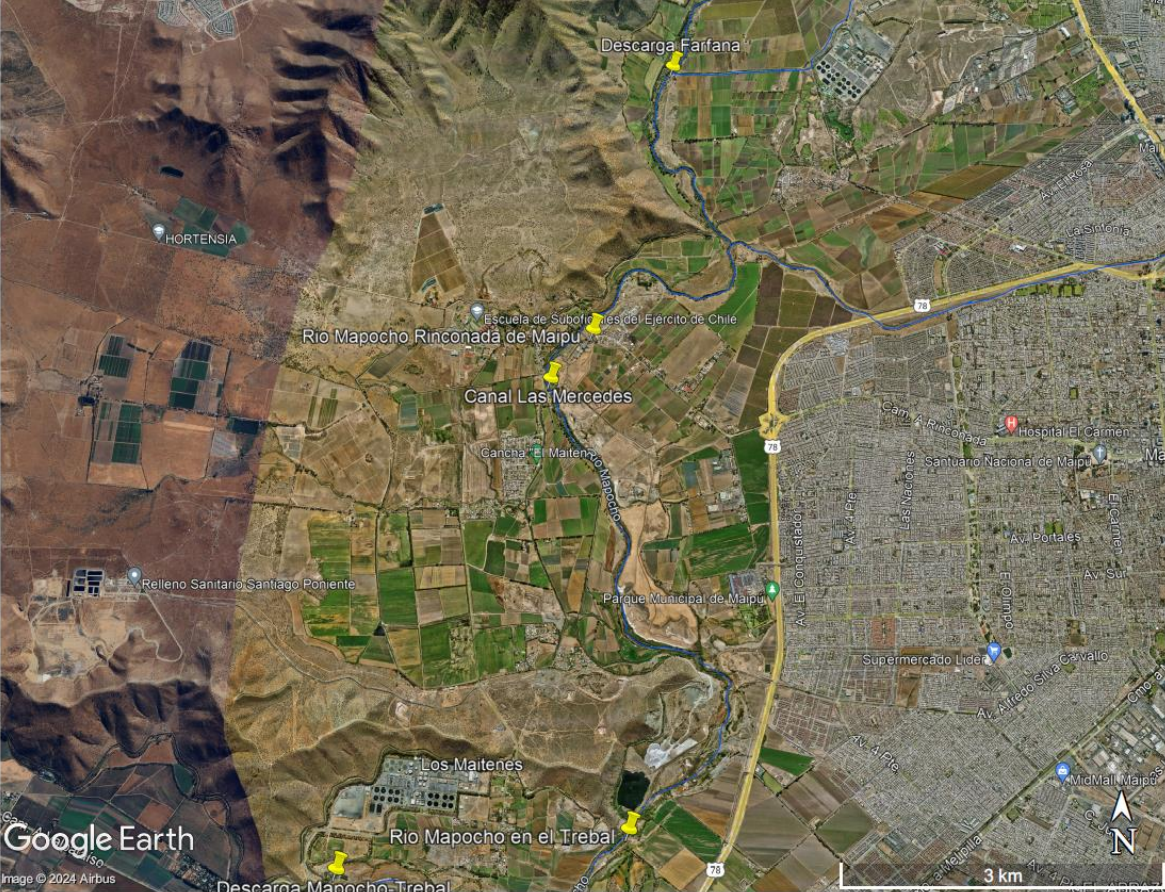




Figura A2. Ubicación de puntos clave en el río Mapocho, sector Talagante. Punto MP-2 indicado con verde, estación DGA Río Mapocho en el Monte indicado con azul

