

## ANEXO B: PROPUESTA DE MODELO EMISIÓN-CONCENTRACIÓN SIMPLIFICADO DE LA BAHÍA DE QUINTERO-PUCHUNCAVÍ PARA LA ELABORACIÓN DEL ANÁLISIS GENERAL DEL IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL (AGIES) DEL ANTEPROYECTO DE NORMA

### 1. CONCEPTOS DE TRANSPORTE Y DESTINO DE CONTAMINANTES

El destino de contaminantes depende de distintos procesos fisicoquímicos y de transporte. La Figura 1 muestra los procesos de transporte que determinan el destino de contaminantes asociados a sedimentos (Greenberg et al., 2014). Así, entre estos procesos se encuentran el intercambio aire-agua (A), suelo-agua (C), descarga de aguas subterráneas (E) y fuentes puntuales (D), transporte por flujos de agua (F), intercambio entre agua y sedimentos (B), entre otros.

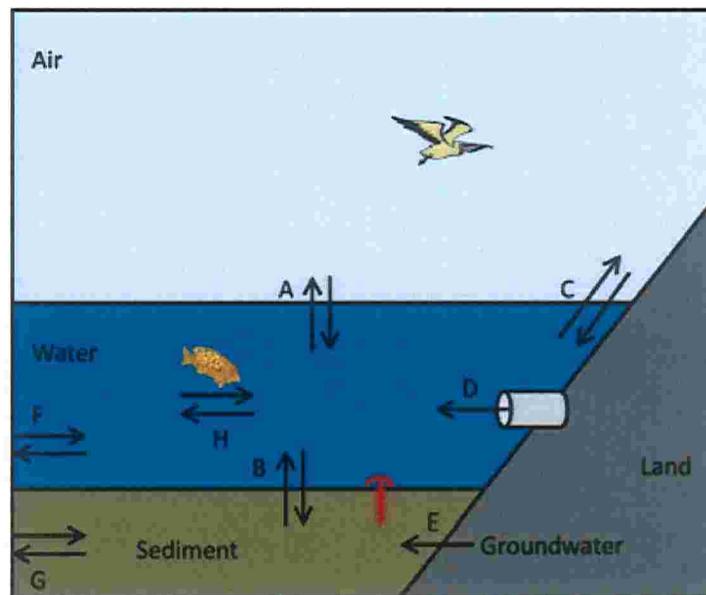


Figura 1. Modelo conceptual de procesos de transporte a macroescala (Greenberg et al., 2014)

Para fines de conceptualizar el modelo emisión-concentración de la bahía de Quintero, se considerarán los procesos de emisión de descargas puntuales, transporte en la columna de agua (dispersión de la pluma) y el flujo entre columna de agua y sedimentos. De esta forma, la Figura 2 muestra el modelo emisión-concentración conceptual simplificado para las NSCA de Quintero-Puchuncaví.

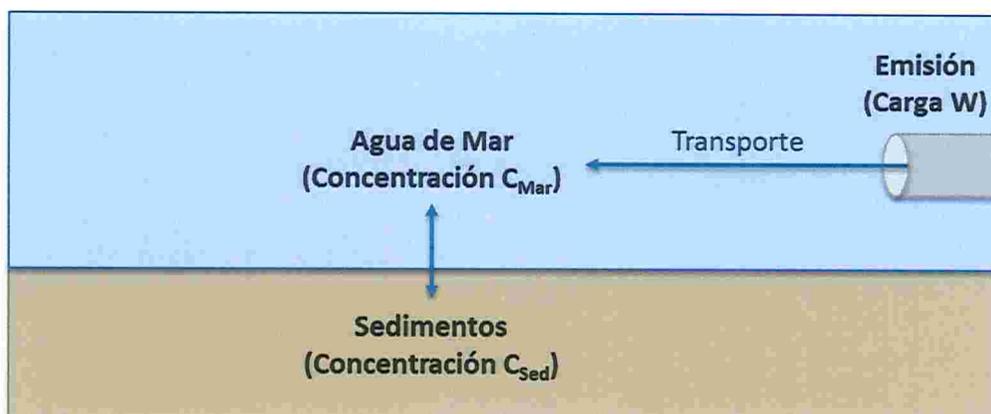


Figura 2. Modelo conceptual simplificado emisión-concentración

El transporte de contaminantes desde el punto de descarga hacia el resto del ambiente marino depende principalmente de dos procesos: advección, que transporta el efluente lejos del punto de entrada, y dispersión, que diluye el contaminante (National Research Council, 1993).

El flujo de contaminantes entre la fase acuosa y los sedimentos depende de una compleja variedad de procesos, dentro de las que destacan reacciones de precipitación/disolución y sorción/desorción, y la sedimentación y resuspensión de partículas. El coeficiente de partición se utiliza en sedimentos para dividir los contaminantes entre la columna de agua y los sedimentos (Sheppard et al., 2009). Este relaciona las concentraciones de un contaminante en fase disuelta y particulada de la siguiente forma (Balls, 1989):

$$K_D = \frac{C_p}{C_w}$$

Donde:

$K_D$ : Coeficiente de partición

$C_p$ : Concentración en la fase particulada

$C_w$ : Concentración en la fase disuelta



## 2. MODELOS DE RECEPTOR EN MEDIOS ACUÁTICOS

### 2.1. GENERALIDADES DE LOS MODELOS DE RECEPTOR

Entre los tipos de modelos para relacionar emisiones y la concentración ambiental que producen, se encuentran los modelos de receptor, que fueron inicialmente desarrollados para problemas de contaminación atmosférica. Estos establecen una relación matemática entre ambos elementos, del siguiente tipo (Watson, 1984):

$$C_{ik} = \sum_{j=1}^p a_{ij} S_{jk} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

$C_{ik}$ : Concentración del parámetro  $i$  en la muestra  $k$  (concentración ambiental)

$a_{ij}$ : Concentración del parámetro  $i$  en la fuente  $j$  (perfil de la fuente)

$S_{jk}$ : Contribución de la fuente  $j$  a la muestra  $k$

Los modelos de receptor tienen una serie de supuestos detrás, tales como que: (1) la composición de las fuentes es constante, (2) los componentes no reaccionan entre ellos, (3) las composiciones de las fuentes son linealmente independientes, entre otras. Si bien estas condiciones no siempre se cumplen, los modelos de receptor funcionan para algunos propósitos (Watson, 1984) y han sido ampliamente ocupados.

### 2.2. APLICACIÓN DE MODELOS DE RECEPTOR EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

A pesar de haber sido desarrollados con un foco en contaminación atmosférica, recientemente los modelos de receptor también se han implementado en ecosistemas acuáticos. En la Tabla 1 se listan distintos estudios científicos, indicando tipo de ecosistema en el que fueron desarrollados, la matriz considerada y los modelos de receptor utilizados. En ella se puede evidenciar el uso de estos modelos en ecosistemas marinos, tanto para la matriz agua como para sedimentos.

**Tabla 1. Estudios científicos que consideran la aplicación de modelos de receptor en ecosistemas acuáticos**

Nombre del estudio	Ecosistema	Matriz	Modelo
Application of receptor models on water quality data in source apportionment in Kuantan River Basin (Nasir et al., 2012)	Ríos	Agua	APCS-MLR APCS-ANN
Water quality assessment in the rivers along the water conveyance system of the Middle Route of the South to North Water Transfer Project (China) using multivariate statistical techniques and receptor modeling (S. Li et al., 2011)	Ríos	Agua	FA-MLR
Application of EPA CMB8.2 Model for Source Apportionment of Sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago (A. Li et al., 2003)	Lago	Sedimentos	EPA-CMB8.2
<b>Application of CMB model for source apportionment of polycyclic aromatic</b>	<b>Mar</b>	<b>Sedimentos</b>	<b>EPA-CMB8.2</b>



Nombre del estudio	Ecosistema	Matriz	Modelo
<b>hydrocarbons (PAHs) in coastal surface sediments from Rizhao offshore area, China (Xue et al., 2010)</b>			
Modeling the source contribution of heavy metals in surficial sediment and analysis of their historical changes in the vertical sediments of a drinking water reservoir (G. Wang et al., 2015)	Embalse	Sedimentos	PCA/APCS EPA-CMB8.2
Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater (Soonthornnonda & Christensen, 2008)	Urbano	Escorrentía de agua lluvia	CMB PMF
Potential source contributions and risk assessment of PAHs in sediments from the tail-reaches of the Yellow River Estuary, China: PCA model, PMF model, and mean ERM quotient analysis (C. Wang et al., 2020)	Estuario	Sedimentos	PCA PMF
<b>Improved source apportionment of PAHs and Pb by integrating Pb stable isotopes and positive matrix factorization application (PAHs): A historical record case study from the northern South China Sea (Cai et al., 2017)</b>	Mar	Sedimentos	PMF
A comprehensive analysis and source apportionment of metals in riverine sediments of a rural-urban watershed (Xia et al., 2020)	Ríos	Sedimentos	PMF
Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida (Haji Gholizadeh et al., 2016)	Ríos	Agua	APCS-MLR PMF
Application of PMF receptor model merging with PAHs signatures for source apportionment of black carbon in the continental shelf surface sediments of the Bohai and Yellow Seas, China (Fang et al., 2016)	Mar	Sedimentos	PMF
<b>Tracing the potential pollution sources of the coastal water in Hong Kong with statistical models combining APCS-MLR (Liu et al., 2019)</b>	Mar	Agua	APCS-MLR



### 3. MODELO DE EMISIÓN-CONCENTRACIÓN UTILIZADO EN OTROS AGIES

El modelo desarrollado en los AGIES para el Anteproyecto de las NSCA del río Huasco y el Proyecto Definitivo de las NSCA del río Aconcagua, contempla un modelo del siguiente tipo:

$$C_{FEi,k} = \sum_{j=1}^N W_{FEi,j} \cdot FEC_{i,j,k} \quad (Ec. 2)$$

Donde,

$C_{FEi,k}$ : Concentración del contaminante  $i$  (mg/L) aportada por todas las fuentes emisoras en el área de vigilancia  $k$ .

$W_{FEi,j}$ : Carga aportada por la fuente emisora  $j$  del contaminante  $i$  (ton/año).

$FEC_{i,j,k}$ : Factor emisión concentración (FEC) para el contaminante  $i$ , la fuente emisora  $j$  (1...N) que aporta en el área de vigilancia  $k$ .

Es posible notar una similitud en el modelo utilizado en los AGIES de Huasco y Aconcagua (Ec. 2) con la ecuación general de un modelo de receptor (Ec. 1). Tomando en cuenta que este segundo tipo de modelos ha sido utilizado en ecosistemas marinos, de acuerdo con lo indicado en la sección 2.2, se considera factible la aplicación del modelo usual de AGIES para las NSCA de Quintero-Puchuncaví.

### 4. MODELO DE EMISIÓN-CONCENTRACIÓN PARA NSCA QUINTERO-PUCHUNCAVÍ

De acuerdo con lo anterior, para Quintero-Puchuncaví se adoptará el modelo utilizado en AGIES anteriores; no obstante, se realizan algunas modificaciones para considerar las particularidades de un sistema marino, así como otros tipos de fuentes que existen en la bahía. Estas modificaciones corresponden a las siguientes:

#### a. Relación entre áreas de vigilancia y fuentes emisoras

Dado que en medios marinos no existe la secuencialidad en áreas de vigilancia, se considerará que todas las fuentes potencialmente aportan a todas las áreas de vigilancia.

#### b. Reemplazo de la distancia por un factor de dispersión

Dado que las corrientes no necesariamente implican un desplazamiento en línea recta desde una fuente emisora a los puntos de control, se reemplazará la ponderación por distancia por un factor de dispersión, que representa el impacto de la hidrodinámica de la bahía en la dispersión de la pluma de cada una de las fuentes puntuales.



De esta forma, se propone el siguiente modelo de calidad del agua para la bahía:

$$C_{LB_{i,k}} = C_{Natural_{i,k}} + C_{FE_{i,k}} \quad (Ec. 3)$$

Donde:

- $C_{LB_{i,k}}$ : Concentración observada en la bahía del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  (mg/L o mg/kg)
- $C_{Natural_{i,k}}$ : Concentración natural del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  (mg/L o mg/kg)
- $C_{FE_{i,k}}$ : Concentración del contaminante  $i$  aportada por todas las fuentes emisoras que aportan al área de vigilancia  $k$  (mg/L o mg/kg)

La concentración aportada por las fuentes emisoras,  $C_{FE_{i,k}}$ , se establece mediante el siguiente modelo emisión concentración:

$$C_{FE_{i,k}} = \sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} * FEC_{i,j,k} \quad (Ec. 4)$$

Donde:

- $W_{FE_{i,j}}$ : Carga del contaminante  $i$  (ton/año) aportada por la fuente emisora  $j$
- $FEC_{i,j,k}$ : Factor emisión concentración para el contaminante  $i$ , la fuente emisora  $j$  (1...N) que aporta en el área de vigilancia  $k$

El Factor de Emisión Concentración (FEC) se determina de la siguiente forma:

$$FEC_{i,j,k} = \alpha_{i,k} * f_{j,k} \quad (Ec. 5)$$

Donde:

$\alpha_{i,k}$ : Coeficiente de concentración que relaciona la emisión total del contaminante  $i$  aportada en cada área de vigilancia  $k$  con la concentración aportada por fuentes emisoras consideradas

$f_{j,k}$ : Factor de "dispersión" que representa el impacto de la hidrodinámica de la bahía en la dispersión del contaminante. Este se determina a partir de una concentración ambiental representativa (p. ej. promedio del área de vigilancia o en el centroide del AV) y la concentración observada en la salida de la fuente emisora, usando un modelo de dispersión (Apéndice A).

Considerando las ecuaciones 3, 4 y 5, el coeficiente  $\alpha_{i,k}$  se calcula de la siguiente forma:

$$\alpha_{i,k} = \frac{C_{FE_{i,k}}}{\sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} * f_{j,k}} = \frac{(C_{LB_{i,k}} - C_{natural_{i,k}})}{\sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} * f_{j,k}} \quad (Ec. 5)$$



Donde:

- $C_{LB_{i,k}}$ : Concentración observada del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  (mg/L o mg/kg)  
 $C_{Natural_{i,k}}$ : Concentración natural del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  (mg/L o mg/kg)

#### 4.1. DISCUSIÓN RESPECTO A LA APLICACIÓN DEL FEC EN SEDIMENTOS

Dada la existencia de los coeficientes de partición para relacionar las concentraciones en agua con aquellas en los sedimentos, es razonable pensar en su utilización, en lugar de calcular un FEC adicional para relacionar las emisiones con las concentraciones en sedimentos. No obstante, existen algunas consideraciones que dificultan la aplicación de los coeficientes de partición en el caso de Quintero, entre ellas:

- 1) Los coeficientes de partición relacionan las concentraciones en sedimentos con aquellas en la fase disuelta. En el caso de Quintero, se dispone mayoritariamente de concentraciones totales de metales.
- 2) No se dispone de información de coeficientes de partición en Quintero. Respecto al uso de valores reportados en literatura, es importante mencionar que estos pueden presentar diferencias de varios órdenes de magnitud (Allison & Allison, 2005; Balls, 1989), debido a que los valores de  $K_d$  dependen de numerosas variables, como el pH, la presencia de ligandos, el potencial redox y el estado de oxidación del elemento, las condiciones utilizadas en los experimentos para determinarlo, la concentración total de metales, entre otros (Allison & Allison, 2005).

Por este motivo, y en virtud de los antecedentes presentados en la sección 2.2, es que se considera aceptable el uso del FEC para relacionar las emisiones directamente con las concentraciones en sedimentos. Al respecto, es importante aclarar que:

- 1) La utilización del coeficiente de partición no implica una diferencia en la formulación general del modelo emisión-concentración. Bajo este modelo, la concentración de sedimentos  $C_{FE_{i,k}}$  en función de la concentración de agua  $C_{FE_{i,k}}$  estaría representada de la siguiente manera:

$$C_{FE_{i,k}}' = K_{d_{i,k}} * C_{FE_{i,k}} = K_{d_{i,k}} * \sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} * FEC_{i,j,k} \quad (Ec. 6)$$

Adoptar un valor de literatura para  $K_d$  implicaría que este es un valor constante para un determinado contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$ , por lo que la Ec. 6 se puede reescribir de la siguiente manera:

$$C_{FE_{i,k}}' = \sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} * FEC_{i,j,k} * K_{d_{i,k}} \quad (Ec. 7)$$



Así, dado que el FEC corresponde a un factor empírico que relaciona emisiones con concentración, se puede considerar que los dos últimos elementos de la sumatoria corresponden a un FEC modificado para sedimentos, de la siguiente forma:

$$FEC'_{i,j,k} = FEC_{i,j,k} * K_{a_{i,k}} \quad (Ec. 8)$$

De este modo, la relación entre la concentración de sedimentos y las emisiones se puede representar de la siguiente manera:

$$C_{FE_{i,k}}' = \sum_{j=1}^N W_{FE_{i,j}} \cdot FEC'_{i,j,k} \quad (Ec. 9)$$

Dicha ecuación tiene la misma forma que la utilizada para agua de mar y es la propuesta para los sedimentos.

- 2) La aplicación de un FEC para agua y un FEC para sedimentos no implica un doble conteo de las reducciones requeridas, considerando que una emisión única que afecta ambas concentraciones simultáneamente. Independiente del modelo que se adopte para sedimentos (coeficiente de partición o FEC), las reducciones requeridas para alcanzar los límites normativos en una matriz implican también una disminución en la concentración en la otra matriz, como se aprecia en la Figura 3.

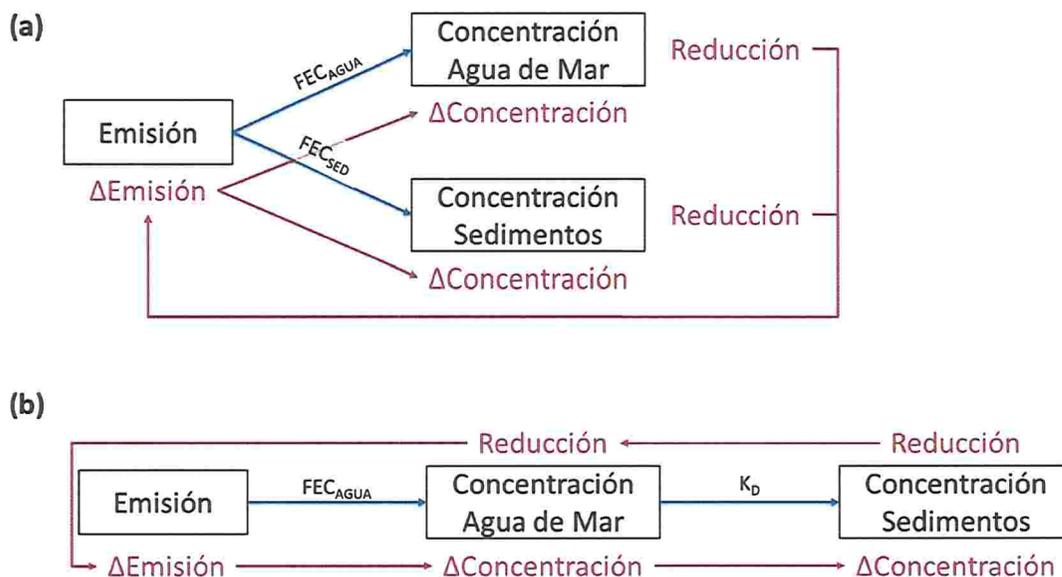


Figura 3. Diagrama representando el efecto de las reducciones requeridas en (a) modelo con FEC para sedimentos y (b) modelo con coeficiente de dispersión para sedimentos



#### 4.1.1. IMPLICANCIAS PARA EL MODELO DE COSTOS

Dado que una misma emisión impacta tanto en sedimentos como en agua de mar a través del FEC respectivo, el modelo de costos debe considerar ambas matrices y sus restricciones asociadas en forma simultánea. En este sentido, el modelo de costos del AGIES debería considerar la forma:

$$\min Costo_{Total} = \sum_{j=1}^N \sum_{m=1}^M Costo_{j,m}(Z_j) * x_{j,m}$$

s. a.

$$C_{Natural\ agua_{i,k}} + \sum_j W_{FE_{i,j}} * (1 - \varepsilon_{eq_{i,j}}) * FEC_{agua_{i,j,k}} \leq C_{NSCA\ agua_{i,k}}$$

$$C_{Natural\ sed_{i,k}} + \sum_j W_{FE_{i,j}} * (1 - \varepsilon_{eq_{i,j}}) * FEC_{sed_{i,j,k}} \leq C_{NSCA\ sed_{i,k}}$$

Donde,

$Costo_{Total}$ : Costo total de cumplimiento de las normas (US\$ anuales).

$Costo_{j,m}(Z_j)$ : Costo (US\$ anuales) de la tecnología  $m$  para la fuente emisora  $j$  que tiene un caudal o un área  $Z_j$  ( $m^3/h$  o  $ha$ ).

$x_{j,m}$ : Proporción (%) del costo por fuente  $j$  para cada tecnología  $m$ .

$C_{Natural_{i,k}}$ : Concentración natural del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  ( $mg/L$  o  $mg/kg$ , según corresponda a agua de mar o sedimentos).

$FEC_{i,j,k}$ : Factor de emisión concentración del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  para la fuente emisora  $j$ , para agua o sedimentos según corresponda.

$C_{NSCA_{i,k}}$ : Concentración natural del contaminante  $i$  en el área de vigilancia  $k$  ( $mg/L$  o  $mg/kg$ , según corresponda a agua de mar o sedimentos).

$\varepsilon_{eq_{i,j}}$ : Eficiencia equivalente de reducción de emisiones del contaminante  $i$  para la fuente  $j$  (%), según ecuación 10.

$$\varepsilon_{eq_{i,j}} = 1 - \prod_{m=1}^M (1 - \varepsilon_{i,m})^{x_{j,m}} \quad (Ec. 10)$$



## REFERENCIAS

- Allison, J. D., & Allison, T. L. (2005). *Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000GHE.PDF?Dockey=P1000GHE.PDF>
- Balls, P. W. (1989). The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in European coastal waters: A compilation of field data and comparison with laboratory studies. *Netherlands Journal of Sea Research*, 23(1), 7–14. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(89\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0077-7579(89)90037-9)
- Cai, M., Lin, Y., Chen, M., Yang, W., Du, H., Xu, Y., Cheng, S., Xu, F., Hong, J., Chen, M., & Ke, H. (2017). Improved source apportionment of PAHs and Pb by integrating Pb stable isotopes and positive matrix factorization application (PAHs): A historical record case study from the northern South China Sea. *Science of The Total Environment*, 609, 577–586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.190>
- Centro de Ecología Aplicada. (2013). *Análisis de riesgo ecológico por sustancias potencialmente contaminantes en el aire, suelo y agua, en las comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví*.
- Con Potencial Consultores. (2020). *Modelo de dispersión de contaminantes en la bahía de Quintero*.
- Fang, Y., Chen, Y., Tian, C., Lin, T., Hu, L., Li, J., & Zhang, G. (2016). Application of PMF receptor model merging with PAHs signatures for source apportionment of black carbon in the continental shelf surface sediments of the Bohai and Yellow Seas, China. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(2), 1346–1359. <https://doi.org/10.1002/2015JC011214>
- Greenberg, M. S., Chapman, P. M., Allan, I. J., Anderson, K. A., Apitz, S. E., Beegan, C., Bridges, T. S., Brown, S. S., Cargill, J. G., McCulloch, M. C., Menzie, C. A., Shine, J. P., & Parkerton, T. F. (2014). Passive sampling methods for contaminated sediments: Risk assessment and management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10(2), 224–236. <https://doi.org/10.1002/ieam.1511>
- Haji Gholizadeh, M., Melesse, A. M., & Reddi, L. (2016). Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1552–1567. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.046>
- Li, A., Jang, J.-K., & Scheff, P. A. (2003). Application of EPA CMB8.2 Model for Source Apportionment of Sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago. *Environmental Science & Technology*, 37(13), 2958–2965. <https://doi.org/10.1021/es026309v>
- Li, S., Li, J., & Zhang, Q. (2011). Water quality assessment in the rivers along the water conveyance system of the Middle Route of the South to North Water Transfer Project (China) using multivariate statistical techniques and receptor modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 306–317. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.043>
- Liu, L., Tang, Z., Kong, M., Chen, X., Zhou, C., Huang, K., & Wang, Z. (2019). Tracing the potential pollution sources of the coastal water in Hong Kong with statistical models combining APCS-MLR. *Journal of Environmental Management*, 245, 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.066>
- Nasir, M. F. M., Zali, M. A., Juahir, H., Hussain, H., Zain, S. M., & Ramli, N. (2012). Application of receptor models on water quality data in source apportionment in Kuantan River Basin. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 9(1), 18. <https://doi.org/10.1186/1735-2746-9-18>
- National Research Council. (1993). *Transport and Fate of Pollutants in the Coastal Marine Environment*. In *Managing wastewater in coastal urban areas*. National Academies Press.

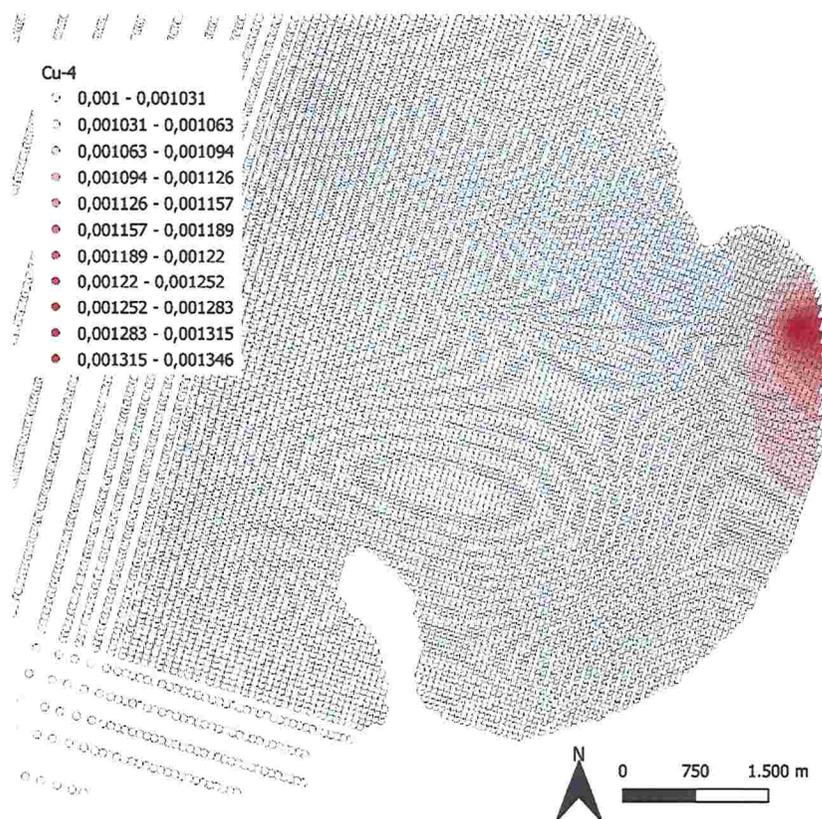


- Sheppard, S., Long, J., Sanipelli, B., & Sohlenius, G. (2009). *Solid/liquid partition coefficients (K<sub>d</sub>) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp*. <https://www.skb.com/publication/1951648/R-09-27.pdf>
- Soonthornnonda, P., & Christensen, E. R. (2008). Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater. *Water Research*, 42(8–9), 1989–1998. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.034>
- Wang, C., Zou, Y., Yu, L., & Lv, Y. (2020). Potential source contributions and risk assessment of PAHs in sediments from the tail-reaches of the Yellow River Estuary, China: PCA model, PMF model, and mean ERM quotient analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 9780–9789. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07530-8>
- Wang, G., A, Y., Jiang, H., Fu, Q., & Zheng, B. (2015). Modeling the source contribution of heavy metals in surficial sediment and analysis of their historical changes in the vertical sediments of a drinking water reservoir. *Journal of Hydrology*, 520, 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.034>
- Watson, J. G. (1984). Overview of Receptor Model Principles. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 34(6), 619–623. <https://doi.org/10.1080/00022470.1984.10465780>
- Xia, F., Zhang, C., Qu, L., Song, Q., Ji, X., Mei, K., Dahlgren, R. A., & Zhang, M. (2020). A comprehensive analysis and source apportionment of metals in riverine sediments of a rural-urban watershed. *Journal of Hazardous Materials*, 381, 121230. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121230>
- Xue, L., Lang, Y., Liu, A., & Liu, J. (2010). Application of CMB model for source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal surface sediments from Rizhao offshore area, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1–4), 57–65. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0816-x>
-



### Apéndice A: Determinación del factor $f_{j,k}$

El factor  $f_{j,k}$  representa la distribución de la pluma de emisión de cada fuente puntual en cada una de las áreas de vigilancia. Este fue calculado con las trayectorias típicas calculadas en el estudio de Con Potencial Consultores (2020). La Figura 4 muestra un ejemplo de este tipo de información.



**Figura 4. Trayectoria habitual para la pluma de la descarga de Central Termoeléctrica Campiche**

Para cada punto, se calcula un factor de dispersión local  $f$ , el que se calcula de la siguiente forma:

$$f = \frac{(C_{punto} - C_{min})}{(C_{max} - C_{min})}$$

Donde:

$C_{punto}$ : Concentración del contaminante de referencia en el punto a calcular (mg/L)

$C_{min}$ : Concentración mínima del contaminante de referencia en toda la bahía (mg/L), que se asume como la condición basal de la bahía



$C_{max}$ : Concentración máxima del contaminante entre todas las áreas de vigilancia (mg/L)

De esta forma, en el punto mismo de la emisión, se tendría un  $f$  igual a 1, es decir, es el punto donde se concentra en mayor medida el contaminante. Por otra parte, en aquellos lugares donde la pluma de la descarga ya no tiene influencia, se espera que la concentración en el punto sea cercana o igual a la mínima observada en toda la bahía, por lo que el factor  $f$  tendría un valor cercano a 0 (indicando la nula influencia de la descarga en ese punto).

Finalmente, para determinar el factor de dispersión  $f_{j,k}$ , se calculó el promedio de los factores locales  $f$  de todos los puntos ubicados dentro del área de vigilancia  $k$ .