

# Studio di impatto atmosferico della Cartiera Burgo di Duino Aurisina (TS)

## Integrazioni

Preparato per:

**DELTA ENGINEERING SERVICES SRL**  
**Via Veneziani n. 9**  
**44124 – Ferrara (FE)**

Dicembre 2018

**Envioware**  
Air quality consulting

Envioware srl  
via Dante Alighieri, 142  
20863 Concorezzo MB  
Tel 039/6203636  
info@envioware.com  
<https://www.envioware.com>

# Sommario

1	Introduzione.....	3
2	Recettori aggiuntivi .....	4
3	Valori di fondo.....	6
3.1	Analisi alle stazioni di monitoraggio .....	10
3.1.1	Biossido di azoto (NO <sub>2</sub> ).....	10
3.1.2	Biossido di zolfo (SO <sub>2</sub> ).....	11
3.1.3	Polveri (PM <sub>10</sub> ).....	12
3.2	Analisi sull'intero dominio (mappe).....	13
3.2.1	Biossido di azoto (NO <sub>2</sub> ).....	13
3.2.2	Biossido di zolfo (SO <sub>2</sub> ).....	17
3.2.3	Polveri (PM <sub>10</sub> ).....	23
4	Ozono .....	26
4.1	Formazione dell'ozono in troposfera.....	26
4.2	Gli effetti dei precursori .....	28
4.3	Effetti di singole sorgenti o gruppi di sorgenti sui livelli di ozono .....	30
4.3.1	San Joaquin Valley 2007.....	30
4.3.2	FCAQTF 2005 e UT CO 2006.....	31
4.3.3	Sardegna .....	31
4.4	Valutazione del potenziale di formazione dell'ozono .....	33
4.4.1	Emissioni locali .....	34
4.4.2	Emissioni della Cartiera Burgo .....	38

4.5	Conclusioni.....	41
5	Deposizioni.....	43
6	Riferimenti .....	46

# 1 Introduzione

Il presente documento integra la relazione “Studio di impatto atmosferico della Cartiera Burgo di Duino Aurisina (TS)” emesso nel mese di aprile 2018. Nello specifico vengono fornite le risposte ai commenti relativi allo studio di impatto atmosferico evidenziati nei documenti

- ARPA FVG Prot. 0032835/P/GEN/PRA del 17 settembre 2018
- Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia Prot. 0048798/P del 3 ottobre 2018

Nel seguito:

- vengono introdotti tre nuovi recettori discreti e presentate le predizioni del modello in tali posizioni;
- vengono analizzati i valori delle concentrazioni di fondo presenti nella zona di studio;
- viene stimato il potenziale impatto dell’impianto sulla produzione di ozono;
- vengono stimati i valori di deposizione dei “microinquinanti”.

## 2 Recettori aggiuntivi

Sono state effettuate nuove simulazioni aggiungendo tre recettori discreti a quelli già presenti, denominati R8, R9 e R10. Le coordinate dei tre nuovi recettori sono riportate in Tabella 1, mentre la loro posizione è mostrata in Figura 1.

Tabella 1. Coordinate (zona UTM 33T) dei recettori aggiuntivi.

Recettore	Descrizione	Easting (m)	Northing (m)	Lon (gradi)	Lat (gradi)
R8	Terme Romane	388568	5071942	13.56627	45.79205
R9	San Giovanni al Timavo	390542	5071467	13.59177	45.78808
R10	Villaggio del Pescatore	390161	5070793	13.58702	45.78196



Figura 1. Posizione dei recettori aggiuntivi.

Le statistiche di interesse normativo, o relative a riferimenti internazionali per gli inquinanti non normati, sono riportate in Tabella 2, Tabella 3 e Tabella 4 come predette dal modello. Tutte le

statistiche risultano minori rispetto ai corrispondenti valori limite o valori di riferimento. I valori riportati in tabella si riferiscono al solo contributo dell'impianto, senza l'aggiunta del fondo. Tuttavia, come si vedrà nel seguente paragrafo, anche aggiungendo il fondo i valori limite rimangono rispettati.

Tabella 2. Statistiche di interesse per NO2 e SO2 ai recettori aggiuntivi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Recettore	NO2			SO2				
	Max 1h	Pct 99.79 1h	Annuale	Max 1h	Pct 99.73 1h	Max 24h	Pct 99.18 24h	Annuale
R8	16.2	7.5	0.37	4.0	1.7	0.59	0.48	0.09
R9	26.1	5.7	0.14	6.5	1.2	0.38	0.20	0.03
R10	9.5	4.1	0.12	2.4	0.9	0.26	0.17	0.03

Tabella 3. Statistiche di interesse per HCl, CO, Cd+Tl, Hg, metalli, IPA e diossine ai recettori aggiuntivi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Recettore	HCl	CO	Cd+Tl	Hg	Metalli	IPA	Diossine
	Max 24h	Max 8h	Annuale	Max 24h	Annuale	Annuale	Annuale
R8	0.12	1.55	9.40E-05	5.90E-04	9.40E-04	1.88E-05	1.88E-10
R9	0.08	1.13	3.56E-05	3.82E-04	3.56E-04	7.12E-06	7.12E-11
R10	0.06	0.69	2.90E-05	2.71E-04	2.90E-04	5.80E-06	5.80E-11

Tabella 4. Statistiche di interesse per PM10 ai recettori aggiuntivi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Recettore	Max 24h	Pct 90.41 24h	Annuale
R8	0.118	0.040	0.019
R9	0.076	0.021	0.007
R10	0.054	0.016	0.006

### 3 Valori di fondo

Esistono almeno due definizioni di concentrazione di fondo:

- A. Essa può essere definita come la concentrazione dovuta a sorgenti naturali, sorgenti molto lontane (oltre 50 km) e sorgenti non identificate (Bortnick et al., 2003).
- B. Un'altra possibile definizione di concentrazione di fondo (Metcalf et al., 2014) implica considerare i livelli di qualità dell'aria non associati con le emissioni delle sorgenti in esame. Questo significa che ogni altro tipo di sorgente antropogenica deve essere considerato (cioè ad esempio altre industrie, riscaldamento domestico, trasporto).

La determinazione della concentrazione di fondo dei diversi inquinanti secondo la definizione A è un'operazione che, in funzione della metodologia utilizzata, può essere molto complessa ed onerosa (e.g. Arunachalam et al., 2014; Donnelly and Broderick, 2010). Per questo motivo in diverse nazioni sono le Autorità competenti che determinano i valori di background nelle diverse aree del Paese e li forniscono a chi deve effettuare gli studi di impatto atmosferico. Questo è ciò che avviene, ad esempio, con l'Environmental Protection Agency degli Stati Uniti – US-EPA (e.g. Bortnick et al., 2003), e in Europa con il Department for Environment Food and Rural Affairs (DEFRA) inglese<sup>1</sup>.

Esistono diversi metodi per determinare i valori di fondo secondo la definizione A, ad esempio:

- La US-EPA (1996) prevede un metodo qualitativo o narrativo, non basato sulle misure di qualità dell'aria, quando è possibile dimostrare che l'impatto di un gruppo di sorgenti è trascurabile per uno specifico inquinante. "Trascurabile" significa che la concentrazione predetta risulta minore di una soglia che dipende dall'inquinante in esame, ad esempio 10 µg/m<sup>3</sup> per la media di 24 ore di PM10. Valori di soglia indicati dalla US-EPA per altri inquinanti sono riportati in Tabella 5.

---

<sup>1</sup> <http://laqm.defra.gov.uk/review-and-assessment/tools/background-maps.html#NOxNO2calc>

- Altri metodi consistono nell'analizzare contemporaneamente i dati di qualità dell'aria e i dati meteorologici, scartando tutte le osservazioni che non rispondono ai requisiti necessari, ad esempio la persistenza del vento, vento non proveniente da una certa direzione, ecc. Questo metodo viene a volte criticato perché può generare un sottoinsieme di dati utili molto piccolo o addirittura vuoto.
- Valori di fondo possono derivare dall'applicazione di modelli di dispersione su larga scala, ma questo metodo potrebbe fare incorrere nell'errore del "*double counting*", cioè includere due volte la stessa sorgente, prima nel modello su larga scala e poi in quello sul dominio di interesse.
- E' possibile considerare un percentile dei valori di concentrazione misurati come indicativo di giorni "puliti", e quindi assumere come concentrazione di fondo la concentrazione corrispondente a tale percentile. Ad esempio McCarthy et al. (2006) considerano il 20° percentile.
- Bortnick et al. (2003) determinano la concentrazione di background media annuale per mezzo di una distribuzione gamma traslata (*shifted gamma distribution*). Tramite una procedura iterativa basata sulla *maximum likelihood estimation* fittano le concentrazioni misurate con una distribuzione gamma traslata, il risultato della procedura sono i tre parametri della distribuzione: il parametro di forma  $\alpha$ , il parametro di scala  $\beta$  e la traslazione  $\mu$  che coincide con il valore di fondo.
- Tchepel et al. (2010), per mezzo di una analisi spettrale di Fourier, decompongono i valori misurati di qualità dell'aria in una serie di base più una serie a fluttuazione rapida che descrive le sorgenti e la meteorologia locali. Quindi attraverso l'applicazione di un filtro iterativo passa basso a media mobile (Kolmogorov-Zurbenko) eliminano i "disturbi" locali ed ottengono il valore di fondo.

Tabella 5. Livelli di impatto de minimis (US-EPA, 1999).

POLLUTANT	CONCENTRATION LEVEL		AVERAGING PERIOD
Carbon Monoxide	575 ug/m <sup>3</sup>	0.503 ppm	8-hr
Nitrogen Dioxide	14 ug/m <sup>3</sup>	0.007 ppm	annual
Total Suspended Particulate	10 ug/m <sup>3</sup>		24-hr
Sulfur Dioxide	13 ug/m <sup>3</sup>	0.005 ppm	24-hr
Ozone	-		-
Lead	0.1 ug/m <sup>3</sup>		24-hr
Mercury	0.25 ug/m <sup>3</sup>		24 hr
Beryllium	0.0005 ug/m <sup>3</sup>		24-hr
Fluorides	0.25 ug/m <sup>3</sup>		24-hr
Vinyl Chlorides	15 ug/m <sup>3</sup>		24-hr
Total Reduced Sulfur	10 ug/m <sup>3</sup>		1-hr
Hydrogen Sulfide	0.04 ug/m <sup>3</sup>	0.05 ppb	1-hr
Reduced Sulfur Compounds	10 ug/m <sup>3</sup>		1-hr
PM10	10 ug/m <sup>3</sup>		24-hr

Oltre alla metodologia da adottare, un altro aspetto importante è legato alle stazioni da cui provengono i dati per la determinazione del fondo. Esse devono essere rappresentative dell'area di studio. Ciò significa ad esempio che per determinare il fondo di un'area semi rurale non devono essere considerate le misure provenienti da una stazione da traffico.

La definizione B è invece molto simile a quanto indicato nella “Guida alla compilazione della domanda di riesame dell’Autorizzazione Integrata Ambientale (rev. Marzo 2016)<sup>2</sup>”, infatti essa introduce il criterio di Livello Finale (LF), che può essere calcolato come somma dello stato di fatto (le misure delle centraline) e del contributo aggiuntivo (CA) dell’impianto in esame. Le linee guida AIA stabiliscono che il livello finale debba rimanere minore del requisito di qualità ambientale (SQA), cioè del limite stabilito per ciascun inquinante.

Nel seguito si preferisce adottare la definizione B in quanto la definizione A potrebbe richiedere metodi di calcolo del fondo molto complessi (analisi di Fourier, filtri multipasso, distribuzioni gamma traslate, ecc.) che sono argomenti di ricerca, richiedono numerose risorse, e non rientrano nello scopo dello studio.

Verranno quindi prese in considerazione le misure effettuate durante l’anno 2017 dalle stazioni di monitoraggio Monfalcone (MON), Fiumicello (FIU), Ronchi dei Legionari (RON), Doberdò del Lago (DBR) e Fossalon di Grado (GRA). Tra gli inquinanti misurati da queste stazioni vi sono NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, pertanto solo per essi sarà possibile effettuare considerazioni sul livello finale di qualità dell’aria. Altri inquinanti emessi dall’impianto in esame non sono invece misurati (ad esempio HCl o Hg). Si osserva che la stazione DBR è classificata come Industriale/Rurale, ma è posizionata a poche centinaia di metri da un’altra stazione di Doberdò del Lago (DOB) classificata come Fondo/Rurale<sup>3</sup>, quindi si assume che la stazione DBR possa dare indicazioni simili alla stazione DOB. Tutte le rimanenti stazioni sono di tipo Fondo/Rurale, con l’eccezione di MON che è di tipo Fondo/Urbano. La stazione FIU è situata poco all’esterno del dominio di calcolo, quindi per i confronti tra misure e predizioni del modello viene considerato il più vicino punto di calcolo, posto a circa 750 m a est rispetto alla stazione.

---

<sup>2</sup> <http://www.va.minambiente.it/File/DocumentoPortale/200>

<sup>3</sup> Relazione sulla qualità dell’aria nella Regione FVG – Anno 2017.

### 3.1 Analisi alle stazioni di monitoraggio

#### 3.1.1 Biossido di azoto (NO<sub>2</sub>)

Le statistiche di interesse normativo per il biossido di azoto presso le stazioni di fondo per l'anno 2017 sono riepilogate in Tabella 6, Tabella 7 e Tabella 8 rispettivamente per le predizioni del modello CALPUFF, le misure e la somma tra predizioni e misure. Si osserva che le predizioni si riferiscono ad NO<sub>X</sub>, non a NO<sub>2</sub>, quindi la somma deve essere considerata cautelativa. Nelle tabelle "Max 1h" indica la massima media oraria, "Pct 99.79 1h" indica il percentile 99.79 delle medie di 1 ora, e "Annuale" indica la media annuale. Si osserva che le predizioni costituiscono una piccola frazione delle misure, e che la somma tra misure e predizioni rimane comunque minore rispetto ai valori limite stabiliti dal D.Lgs. 155/2010 (200 µg/m<sup>3</sup> per la massima media oraria e 40 µg/m<sup>3</sup> per la media annuale).

Tabella 6. NO<sub>X</sub> - Predizioni del modello alle stazioni di monitoraggio (2017)

Località	Stazione	Max 1h	Pct 99.79 1h	Annuale
Monfalcone	MON	2.0	1.4	0.06
Ronchi dei Legionari	RON	1.2	0.5	0.02
Fossaloni di Grado	GRA	1.2	0.5	0.02
Doberdò del Lago	DBR	1.4	0.6	0.02
Fiumicello	FIU	0.5	0.3	0.01

Tabella 7. NO<sub>2</sub> – Misure effettuate alle stazioni di monitoraggio (2017)

Località	Stazione	Max 1h	Pct 99.79 1h	Annuale
Monfalcone	MON	106.4	85.1	18.2
Ronchi dei Legionari	RON	112.3	95.2	15.7
Fossaloni di Grado	GRA	70.5	53.2	9.2
Doberdò del Lago	DBR	83.9	56.5	9.1
Fiumicello	FIU	83.9	71.3	14.4

Tabella 8. NO<sub>2</sub> – Predizioni più misure alle stazioni di monitoraggio (2017)

Località	Stazione	Max 1h	Pct 99.79 1h	Annuale
Monfalcone	MON	108.5	86.5	18.3
Ronchi dei Legionari	RON	113.5	95.8	15.7
Fossaloni di Grado	GRA	71.6	53.8	9.2
Doberdò del Lago	DBR	85.3	57.1	9.1
Fiumicello	FIU	84.4	71.6	14.4

### 3.1.2 Biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>)

Le statistiche di interesse normativo per il biossido di zolfo presso le stazioni di fondo per l'anno 2017 sono riepilogate in Tabella 9, Tabella 10 e Tabella 11 rispettivamente per le predizioni del modello CALPUFF, le misure e la somma tra predizioni e misure. Nelle tabelle "Max 1h" indica la massima media oraria, "Pct 99.73 1h" indica il percentile 99.73 delle medie di 1 ora, "Max 24h" indica la massima media giornaliera, "Pct 99.18 24h" indica il percentile 99.18 delle medie di 24 ore, e "Annuale" indica la media annuale. Si osserva che le predizioni costituiscono una piccola frazione delle misure, e che la somma tra misure e predizioni rimane comunque minore rispetto ai valori limite stabiliti dal D.Lgs. 155/2010 (350 µg/m<sup>3</sup> per la massima media oraria, 125 µg/m<sup>3</sup> per la massima media giornaliera e 20 µg/m<sup>3</sup> per la media annuale).

Tabella 9. SO<sub>2</sub> - Predizioni del modello alle stazioni di monitoraggio (2017)

		Max 1h	Pct 99.73 1h	Max 24h	Pct 99.18 24h	Annuale
Monfalcone	MON	0.5	0.33	0.12	0.08	0.016
Ronchi dei Legionari	RON	0.3	0.12	0.04	0.03	0.005
Fossalon di Grado	GRA	0.3	0.11	0.04	0.03	0.005
Doberdò del Lago	DBR	0.3	0.13	0.04	0.03	0.005
Fiumicello	FIU	0.1	0.07	0.02	0.02	0.003

Tabella 10. SO<sub>2</sub> – Misure effettuate alle stazioni di monitoraggio (2017)

		Max 1h	Pct 99.73 1h	Max 24h	Pct 99.18 24h	Annuale
Monfalcone	MON	-	-	-	-	-
Ronchi dei Legionari	RON	25.9	22.3	22.3	19.3	6.8
Fossalon di Grado	GRA	22.8	12.7	13.1	8.0	4.0
Doberdò del Lago	DBR	27.7	15.7	15.7	9.4	5.6
Fiumicello	FIU	24.6	15.3	15.6	9.3	6.0

Tabella 11. SO<sub>2</sub> – Predizioni più misure alle stazioni di monitoraggio (2017)

		Max 1h	Pct 99.73 1h	Max 24h	Pct 99.18 24h	Annuale
Monfalcone	MON	-	-	-	-	-
Ronchi dei Legionari	RON	26.2	22.4	22.3	19.4	6.8
Fossalon di Grado	GRA	23.0	12.8	13.2	8.0	4.0
Doberdò del Lago	DBR	28.0	15.8	15.8	9.4	5.6
Fiumicello	FIU	24.8	15.4	15.6	9.3	6.1

### 3.1.3 Polveri (PM10)

Le statistiche di interesse normativo per il PM10 presso le stazioni di fondo per l'anno 2017 sono riepilogate in Tabella 12, Tabella 13 e Tabella 14 rispettivamente per le predizioni del modello CALPUFF, le misure e la somma tra predizioni e misure. Nelle tabelle "Max 24h" indica la massima media giornaliera, "Pct 90.41 24h" indica il percentile 90.41 delle medie di 24 ore, e "Annuale" indica la media annuale. Si osserva che le predizioni costituiscono una piccola frazione delle misure. La massima media giornaliera misurata è oltre il limite di 50 µg/m<sup>3</sup> stabilito dal D.Lgs. 155/2010, e le predizioni aggiungono un contributo trascurabile, dell'ordine di centesimi o millesimi di µg/m<sup>3</sup>. Tuttavia, il numero di superamenti del limite di 50 µg/m<sup>3</sup> non eccede il massimo consentito (35) dal D.Lgs. 155/2010, infatti il percentile 90.41 delle medie di 24 ore rimane inferiore del limite. Tale situazione non cambia nemmeno quando si sommano i contributi predetti dal modello. Infine, le medie annuali rimangono minori del limite (40 µg/m<sup>3</sup>) anche quando si sommano i contributi predetti dal modello.

Tabella 12. PM10 - Predizioni del modello alle stazioni di monitoraggio (2017)

		<b>Max 24h</b>	<b>Pct 90.41 24h</b>	<b>Annuale</b>
Monfalcone	MON	0.024	0.008	0.003
Ronchi dei Legionari	RON	0.008	0.004	0.001
Fossalon di Grado	GRA	0.016	0.004	0.002
Doberdò del Lago	DBR	0.009	0.003	0.001
Fiumicello	FIU	0.004	0.002	0.001

Tabella 13. PM10 – Misure effettuate alle stazioni di monitoraggio (2017)

		<b>Max 24h</b>	<b>Pct 90.41 24h</b>	<b>Annuale</b>
Monfalcone	MON	61.8	26.9	15.6
Ronchi dei Legionari	RON	86.0	31.1	16.5
Fossalon di Grado	GRA	72.7	36.4	17.4
Doberdò del Lago	DBR	62.5	26.5	14.5
Fiumicello	FIU	97.3	39.7	20.3

Tabella 14. PM10 – Predizioni più misure alle stazioni di monitoraggio (2017)

		<b>Max 24h</b>	<b>Pct 90.41 24h</b>	<b>Annuale</b>
Monfalcone	MON	61.8	26.9	15.6
Ronchi dei Legionari	RON	86.0	31.1	16.5
Fossalon di Grado	GRA	72.7	36.4	17.4
Doberdò del Lago	DBR	62.5	26.5	14.5
Fiumicello	FIU	97.3	39.7	20.3

### 3.2 Analisi sull'intero dominio (mappe)

Le misure delle medie annuali di NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, e dei loro percentili di interesse secondo il D.Lgs. 155/2010, sono state utilizzate per stimare il fondo in corrispondenza ad ogni punto di calcolo del modello CALPUFF. A tale scopo sono state considerate le posizioni delle cinque stazioni indicate in precedenza (MON, RON, FIU, GRA, DBR) ed è stata applicata una procedura di kriging. È stata quindi effettuata la somma punto per punto dei valori di fondo stimati e delle predizioni del modello. Purtroppo, come atteso, le mappe risultanti non sono molto significative poiché i valori di fondo sono tipicamente più alti rispetto alle predizioni, quindi non risulta evidente il “segnale” dovuto all’impianto. Il fondo calcolato come indicato non ha lo stesso valore in tutti i punti del dominio, ed è tipicamente più elevato nella zona ovest del dominio. Tale caratteristica sembra corretta poiché, come riportato nella figura 2 della “Relazione sulla qualità dell’aria nella Regione FVG – Anno 2017”, le zone di pianura, a ovest rispetto all’impianto, sono caratterizzate da un indice di ventilazione minore rispetto alle zone di costa, quindi, a parità di emissioni, sono caratterizzate da livelli di concentrazione atmosferica maggiori.

#### 3.2.1 Biossido di azoto (NO<sub>2</sub>)

Le figure seguenti mostrano le mappe del percentile 99.79 delle medie di 1 ora e della media annuale di NO<sub>2</sub> (contributo dell’impianto più fondo). Per evidenziare l’effetto vicino all’impianto, per ogni mappa viene riportato anche uno zoom su di esso. Si osserva che i valori limite non vengono superati in nessun punto del dominio di calcolo.



Figura 2. Percentile 99.79 delle medie orarie di NO<sub>2</sub> (predizioni più fondo).



**Figura 3. Percentile 99.79 delle medie orarie di NO<sub>2</sub> (predizioni più fondo). Zoom vicino all'impianto.**



**Figura 4. Medie annuali di NO<sub>2</sub> (predizioni più fondo).**



Figura 5. Medie annuali di NO<sub>2</sub> (predizioni più fondo). Zoom vicino all'impianto.

### 3.2.2 Biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>)

Le figure seguenti mostrano le mappe del percentile 99.73 delle medie di 1 ora, del percentile 99.18 delle medie di 24 ore e della media annuale di SO<sub>2</sub> (contributo dell'impianto più fondo). Per evidenziare l'effetto vicino all'impianto, per ogni mappa viene riportato anche uno zoom su di esso. Si osserva che i valori limite non vengono superati in nessun punto del dominio di calcolo.

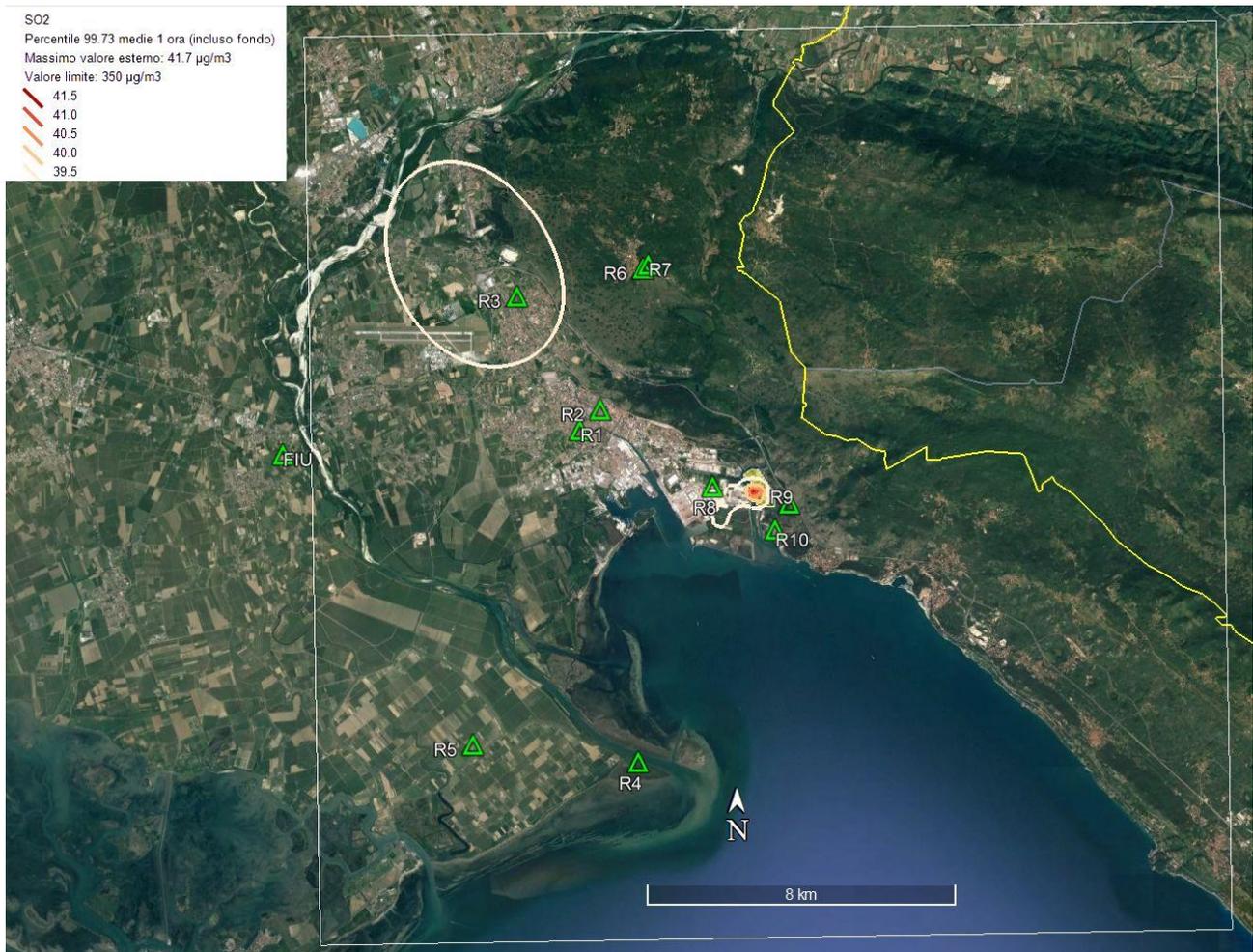
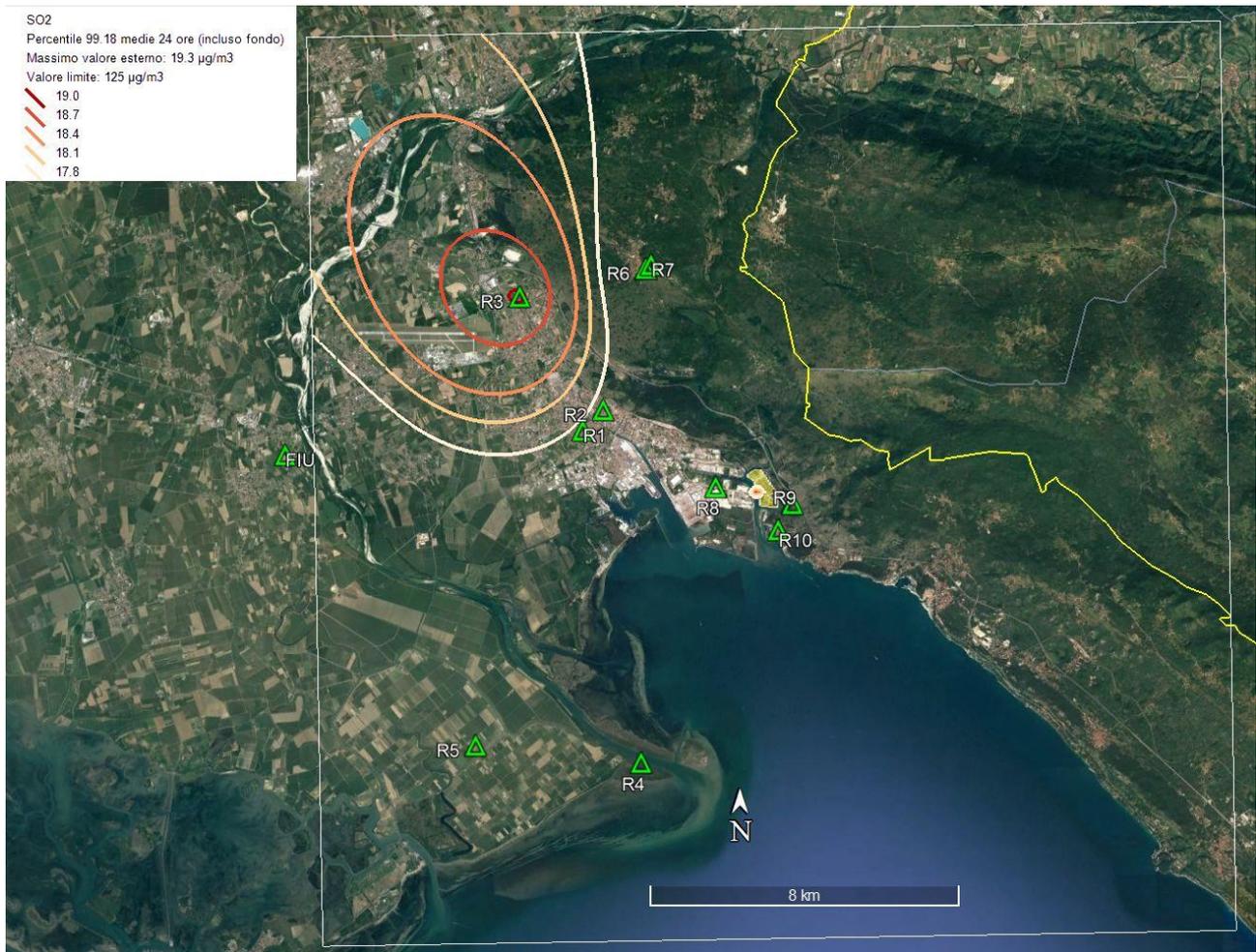


Figura 6. Percentile 99.73 delle medie orarie di SO2 (predizioni più fondo).



Figura 7. Percentile 99.73 delle medie orarie di SO<sub>2</sub> (predizioni più fondo). Zoom vicino all'impianto.



**Figura 8. Percentile 99.18 delle medie giornaliere di SO2 (predizioni più fondo).**



Figura 9. Percentile 99.18 delle medie giornaliere di SO2 (predizioni più fondo). Zoom vicino all'impianto.

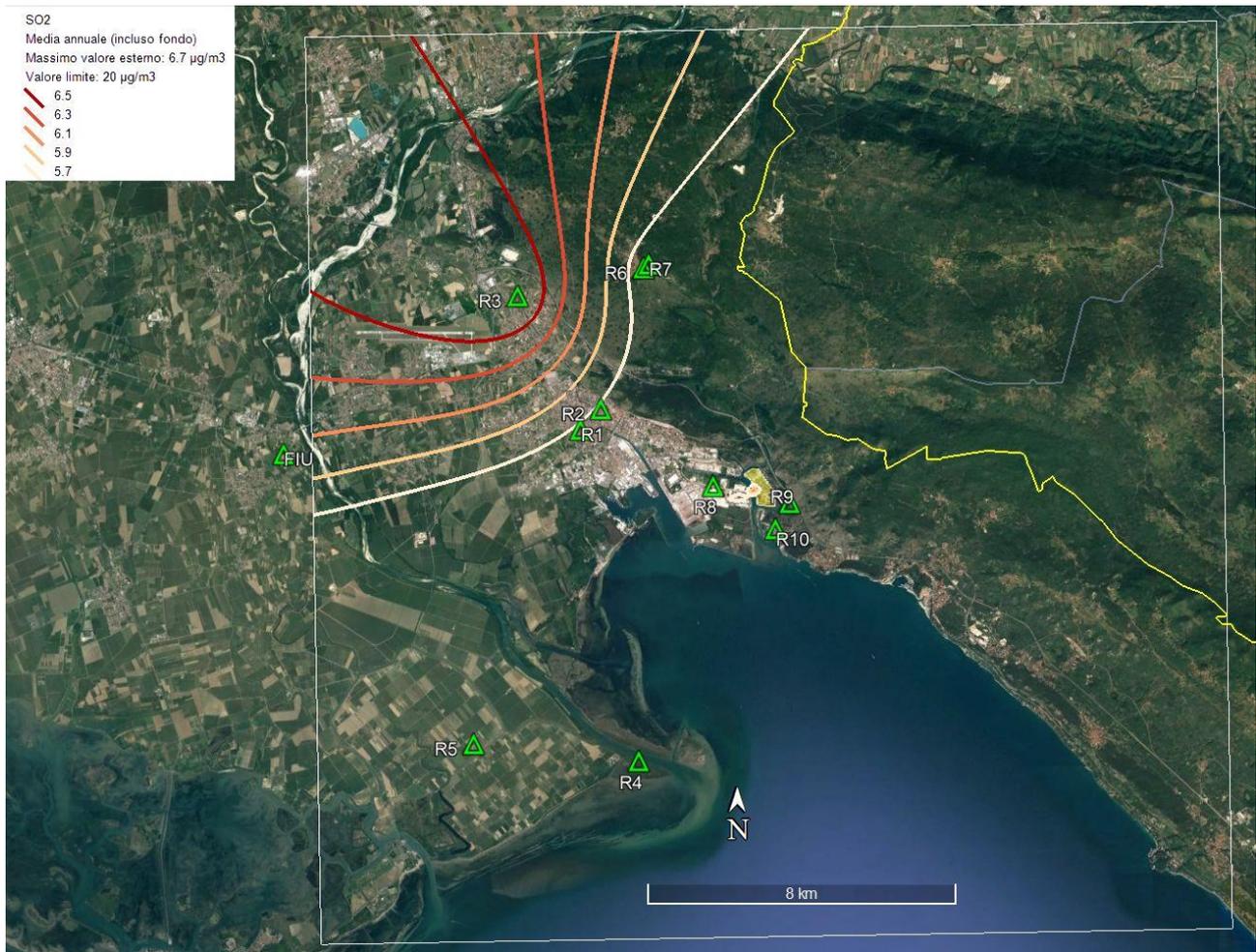


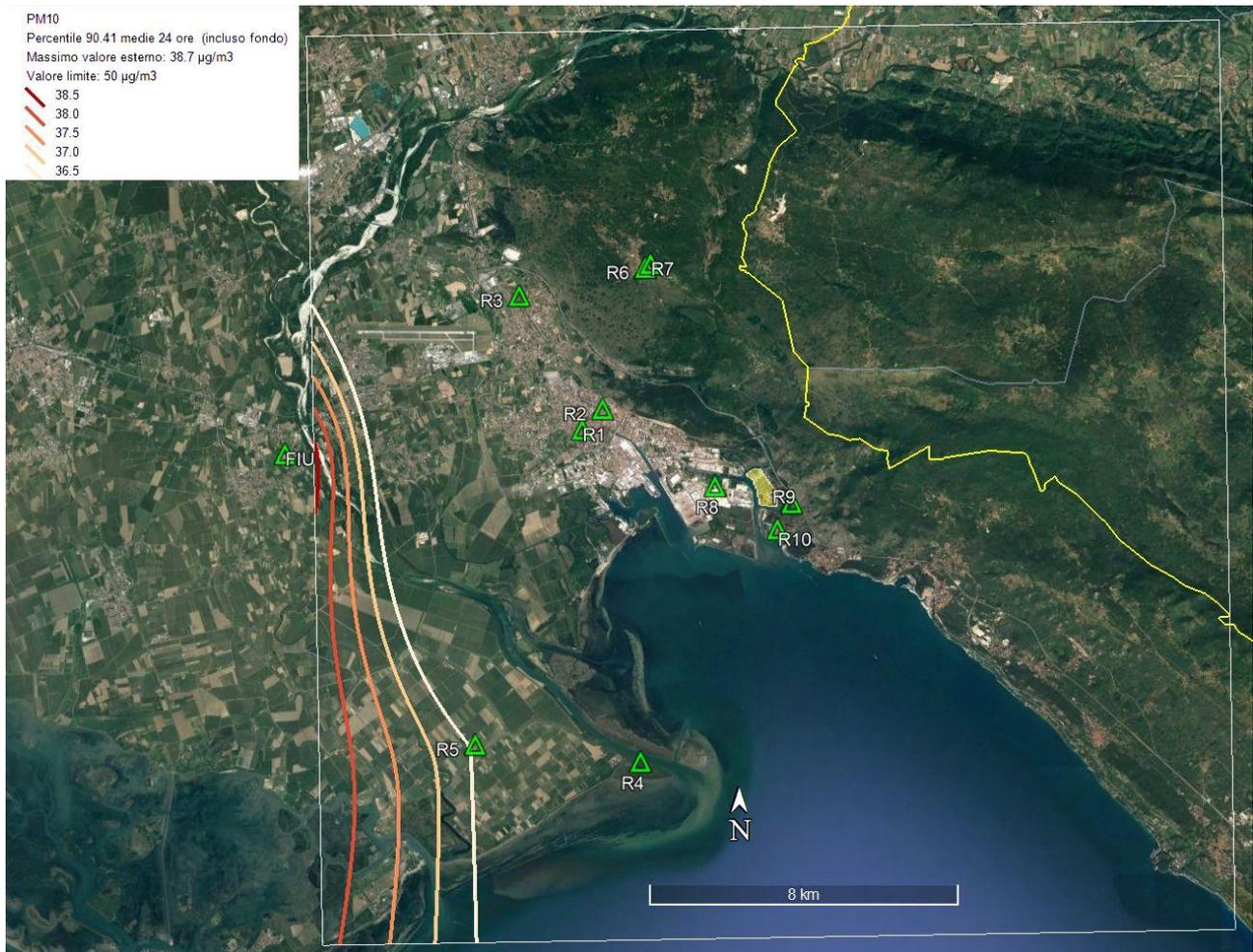
Figura 10. Medie annuali di SO2 (predizioni più fondo).



**Figura 11. Medie annuali di SO2 (predizioni più fondo). Zoom vicino all'impianto.**

### 3.2.3 Polveri (PM10)

Le figure seguenti mostrano le mappe del percentile 90.41 delle medie di 24 ore e della media annuale di PM10 (contributo dell'impianto più fondo). Si osserva 1) che tutte le isolinee sono nella zona ovest del dominio che è caratterizzata da valori di fondo di PM10 più elevati e 2) che i valori limite non vengono superati in nessun punto del dominio di calcolo. Non vengono riportati gli zoom vicino all'impianto poiché, dato il basso segnale dell'impianto, non è possibile tracciare isolinee.



**Figura 12. Percentile 90.41 delle medie giornaliere di PM10 (predizioni più fondo).**



**Figura 13. Medie annuali di PM10 (predizioni più fondo).**

## 4 Ozono

Una delle richieste contenute nei documenti di Regione Autonoma FVG e ARPA FVG è quella di valutare “l’impatto potenziale complessivo del parametro ozono (impatto più fondo)” al fine di “mostrarne l’effettiva accettabilità e la non compromissione della situazione attuale”.

Pertanto, l’obiettivo di questa sezione è comprendere se le emissioni di precursori dall’impianto oggetto dello studio possano generare aumenti di concentrazione dei livelli di ozono misurati. L’ozono è un inquinante “regionale” i cui valori, fissato il tempo, rimangono relativamente costanti su un determinato bacino aerologico. I valori maggiori di ozono vengono tipicamente registrati sottovento alle grandi città. L’impatto di singole sorgenti sulla formazione di ozono dipende da molti fattori, tra cui il contributo relativo alle emissioni dei precursori dell’ozono rispetto alle emissioni totali nell’area in esame, e l’effetto del trasporto di altri inquinanti e dello stesso ozono da aree sopravvento rispetto all’impianto.

Questa sezione è così strutturata: inizialmente vengono brevemente descritti i meccanismi che portano alla formazione di ozono in troposfera, vengono quindi analizzati gli effetti teorici dei precursori sui livelli di ozono, e vengono presentati i risultati di alcuni studi focalizzati sull’effetto di specifiche sorgenti sui livelli di ozono. Viene infine valutato il potenziale di formazione dell’ozono per effetto delle emissioni del pirogassificatore della Cartiera Burgo.

### 4.1 Formazione dell’ozono in troposfera

I meccanismi che governano la formazione dell’ozono sono molto complessi, e dipendono da numerose variabili, tra cui anche la meteorologia e la topografia. L’ozono è un inquinante secondario che viene formato in atmosfera attraverso una serie di reazioni chimiche promosse dalla radiazione solare (Crutzen, 1973). Nella bassa troposfera tali reazioni coinvolgono prevalentemente ossidi di azoto (NOX) e composti organici volatili (COV). Nella libera troposfera invece si aggiungono ai precursori dell’ozono anche il monossido di carbonio (CO) e il metano (CH<sub>4</sub>).

Il meccanismo di formazione dell'ozono si è rafforzato nel tempo per le crescenti emissioni di precursori in troposfera ed i modelli oggi stimano che il 90% circa del flusso di O<sub>3</sub> in troposfera (il 100% circa nello strato rimescolato) sia da attribuire alla sorgente fotochimica e solo il 10% al trasporto dalla stratosfera.

Nella libera troposfera l'ozono viene generato dalla foto ossidazione dell'ossido di carbonio (CO) e del metano (CH<sub>4</sub>) e dei COV reattivi e più persistenti in atmosfera emessi alla superficie, in presenza di ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>) prodotti dai fulmini o trasportati dalla bassa troposfera attraverso composti azotati "serbatoio", prodotti dalla chimica dello strato rimescolato inquinato. Nella libera troposfera il limite al processo di generazione dell'ozono è dato dal livello degli NO<sub>x</sub>, insufficienti a sostenere una produzione netta di ozono in ampie zone della troposfera (Crutzen, 1995).

Nella bassa troposfera è molto importante la foto ossidazione dei COV, sia di origine antropica sia di origine naturale, che reagiscono all'interno dello strato rimescolato. Sulle aree continentali abitate il livello dei NO<sub>x</sub> è in genere sufficiente alla generazione di ozono (Sillman, 1999), infatti i processi di combustione ad alta temperatura sono sorgente importanti di NO<sub>x</sub>, e nelle aree urbane - suburbane il traffico autoveicolare ha, in genere, un peso predominante (Seinfeld and Pandis, 1998).

Le sorgenti principali di COV sono la produzione, la distribuzione e l'uso dei carburanti, così come l'industria e l'impiego dei solventi organici (Derwent et al. 1996; Leggett, 1996).

In alcune aree, l'emissione di idrocarburi dalla vegetazione rappresenta un contributo che può essere confrontabile o addirittura predominante rispetto a quello delle emissioni antropiche (Guenther, 1995; Simpson et al., 1995).

Le trasformazioni chimico fisiche che portano alla produzione di ossidanti fotochimici risultano molto complesse, non lineari e fortemente accoppiate (Sillman, 1990; Xie et al, 2007). Questa complessità si manifesta anche nella struttura tridimensionale del fenomeno (Millan et al., 1996)

dovuta ai trasporti orizzontali e verticali di masse d'aria di origini diverse indotti dai flussi regolari di quantità di moto media e dai flussi turbolenti di energia cinetica che caratterizzano la circolazione alle diverse scale (sinottica, mesoscala, microscala).

Per la formazione di ozono, oltre alle emissioni di precursori sono necessarie anche condizioni meteorologiche favorevoli. Le condizioni meteorologiche che risultano tipicamente correlate ad elevati valori di ozono sono alte temperature, cielo sereno ed elevati valori di radiazione solare, e bassi valori di vento che limitano la dispersione dei precursori. La formazione di ozono può essere dominata da emissioni locali, formazione locale, trasporto da altre aree o da una combinazione di questi fattori. L'orografia può contribuire alla generazione di valori di concentrazione elevata quando impedisce la ricircolazione delle masse d'aria.

## **4.2 Gli effetti dei precursori**

Proprio la complessità del processo di formazione dell'ozono rende difficile definire delle strategie finalizzate ad ottenere delle diminuzioni dei livelli di concentrazione di tale inquinante. Tuttavia, in base ad un esame complessivo del quadro derivante dalle esperienze nazionali e internazionali (Tamponi e Bellasio, 1999), si possono fare alcune considerazioni.

Per la libera troposfera è importante ridurre significativamente i flussi antropici di NOX provenienti dal traffico aereo civile e commerciale, dal momento che il potenziale di generazione di ozono legato ai flussi dei COV supera largamente il livello attualmente raggiunto dagli NOX.

Nella bassa troposfera i processi chimici che alimentano la generazione dell'ozono trovano nella vasta gamma di COV una sorgente di complessità che, unita alle alte concentrazioni degli ossidi di azoto, ha come risultato una forte non linearità fra i flussi dei precursori, NOX e COV e l'O3 generato. L'interazione fra i processi di propagazione radicalica che generano l'ozono e quelli di rimozione che arrestano il processo porta a livelli di O3 che non sono una funzione semplice diretta delle sole concentrazioni dei precursori (Sillman, 1999).

L'analisi effettuata dai modelli mostra che la reazione del sistema a variazioni nei flussi dei precursori porta ad effetti opposti a seconda della situazione di partenza. Nelle situazioni tipiche di alcune aree urbane, che presentano bassi valori del rapporto  $[\text{COV}]/[\text{NOX}]$ , una riduzione degli NOX può portare ad un aumento di ozono, mentre una diminuzione di ozono si verifica per una riduzione dei flussi dei COV.

Le aree rurali, caratterizzate da alti valori del rapporto  $[\text{COV}]/[\text{NOX}]$ , possono mostrare un andamento opposto, presentando una diminuzione dei livelli di ozono solo in corrispondenza a una riduzione degli NOX.

Queste due situazioni sono indicate rispettivamente (Sillman, 1995) con la terminologia di generazione di ozono limitata dai COV (*VOC-limited*) la prima, e di generazione di ozono limitata dagli NOX (*NOX-limited*) la seconda.

E' quindi fondamentale la conoscenza della situazione in cui l'ozono è generato (*NOx-limited* o *VOC-limited*). Inoltre, poiché la formazione di ozono interessa un'area estesa, è difficile poter ricorrere ad una strategia che agisca su uno soltanto dei precursori.

Si osserva infine che gli idrocarburi mostrano un'efficienza fortemente differenziata da specie a specie nella generazione dell'ozono. Ciò ha portato alla definizione del concetto di POCP (*photochemical ozone creation potential*) come descritto in letteratura (Derwent and Jenkins, 1991; Derwent et al, 1996). Quindi nell'analisi dei meccanismi che portano alla formazione di ozono è necessario disporre sia del flusso globale dei COV, sia della loro speciazione chimica.

Come indicato sopra, le emissioni di COV e NOX derivano da diverse tipologie di sorgenti, locali e regionali, antropiche e naturali. In molte aree le concentrazioni di ozono sono dovute alle emissioni di numerose tipologie di sorgenti, oltre che al trasporto di ozono e suoi precursori da altre aree. Da un punto di vista pratico questo significa che l'impatto delle emissioni di una qualsiasi sorgente considerata individualmente sarà spesso trascurabile.

### **4.3 Effetti di singole sorgenti o gruppi di sorgenti sui livelli di ozono**

Data la complessità della chimica dell'ozono, la risposta del sistema alla variazione delle emissioni dei precursori può essere piuttosto rigida in alcune aree, cioè generalmente viene richiesto un cambiamento sostanziale delle emissioni per produrre un cambiamento apprezzabile nelle concentrazioni di ozono (EPA, 2012a).

Esistono numerosi modelli fotochimici per la simulazione dell'ozono, che vengono tipicamente utilizzati all'interno di studi che coinvolgono tutte le sorgenti dell'area in esame (ad esempio nei Piani di Risanamento). Per quanto riguarda però modelli di simulazione in grado di determinare gli effetti di singole sorgenti sui livelli di ozono, la US EPA ha riconosciuto che essi devono ancora essere sviluppati e valutati, e nessuno è stato approvato come generalmente applicabile per utilizzi di regolamentazione (EPA, 2012b).

Anche le linee guida sui modelli di qualità dell'aria della US EPA affermano che non esistono modelli adatti per valutare l'impatto di singole sorgenti sui livelli di ozono (40 CFR Part 51, Appendix W<sup>4</sup> 5.2.e), ma che tale valutazione deve essere effettuata con diverse metodologie da individuare caso per caso.

Nel seguito di questo paragrafo si riportano alcuni risultati descritti in letteratura relativi all'effetto di gruppi relativamente limitati di sorgenti sui livelli di ozono.

#### **4.3.1 San Joaquin Valley 2007**

I risultati di alcune simulazioni effettuate nella San Joaquin Valley dalla California Air Resources Board (CARB, 2007) hanno mostrato che variazioni dell'ordine del 20% delle emissioni di NOX sull'intero bacino di simulazione possono portare ad incrementi dei livelli di ozono dell'ordine del

---

<sup>4</sup> [https://www3.epa.gov/ttn/scram/appendix\\_w/2016/AppendixW\\_2017.pdf](https://www3.epa.gov/ttn/scram/appendix_w/2016/AppendixW_2017.pdf)

7% circa. Lo stesso tipo di analisi effettuato relativamente alle emissioni di COV ha mostrato un minore impatto sulle concentrazioni di ozono rispetto alle emissioni di NOX.

#### 4.3.2 FCAQTF 2005 e UT CO 2006

Environ (2012) mostra gli effetti delle emissioni di precursori da singole sorgenti sui livelli di ozono. Vengono considerati due esperimenti: il Four Corners Air Quality Task Force (FCAQTF 2005) e quello condotto su un dominio che copre Utah e parte del Colorado (UT CO 2006). L'analisi si concentra su cinque sorgenti puntuali EGU (*Energy Generating Units*) che emettono SO<sub>2</sub> e NOX. Quindi l'unico precursore dell'ozono emesso sono gli ossidi di azoto, la cui massa totale emessa ogni anno varia da circa 4 tonnellate per le sorgenti più piccole a circa 151 tonnellate per la più grande. L'incremento della concentrazione di ozono viene valutato per mezzo dell'*ozone source apportionment tool* (OSAT) del modello CAMx. La massima concentrazione media di 8 ore dovuta alle sorgenti EGU varia da 0 ppb a 13 ppb, e queste variazioni di concentrazione seguono quasi linearmente la variazione delle emissioni di NOX. Gli autori dello studio osservano tuttavia che questo risultato non è generalizzabile e dipende dalle condizioni meteorologiche e dalla miscela di inquinanti emessi all'interno dell'area di studio. A proposito della miscela degli inquinanti emessi, si osserva che lo studio è stato condotto considerando tutte le sorgenti presenti all'interno dell'area di studio: traffico, industrie, riscaldamento domestico, emissioni biogeniche, ecc. Per ogni sorgente si è proceduto alla speciazione chimica dei COV e alla speciazione granulometrica del particolato primario.

#### 4.3.3 Sardegna

Questo paragrafo descrive i risultati più importanti ottenuti nell'ambito di uno studio di inquinamento fotochimico relativo al Mediterraneo occidentale e focalizzato soprattutto sulla Sardegna (Stern et al., 2007).

Il dominio di simulazione utilizzato dal modello REM/CALGRID (RCG) ai fini dello studio comprendeva tutto il Mediterraneo occidentale, includendo l'intera Italia, fatta eccezione per una piccola area a Nord Est, e alcune grandi città europee quali Marsiglia e Barcellona. Le simulazioni del modello RCG sul dominio indicato hanno riguardato il periodo estivo del 2001 (maggio – settembre).

Le conclusioni dello studio indicano l'importanza di una azione multiregionale e multinazionale volta alla diminuzione delle emissioni dei precursori dell'ozono al fine di ottenere una significativa diminuzione delle concentrazioni di tale inquinante. Il modello fotochimico regionale RCG è stato applicato sul bacino occidentale del Mediterraneo per due scenari, uno caratterizzato dalla presenza di tutte le sorgenti emissive, ed uno senza le sorgenti antropiche della Regione Autonoma della Sardegna (lasciando attive solo le emissioni di composti organici volatili dovute alla vegetazione). I risultati del secondo scenario mostrano che, mentre la regione può attuare programmi volti alla diminuzione delle concentrazioni di biossido di azoto, poco può fare da sola per la diminuzione delle concentrazioni medie di ozono.

La distribuzione spaziale delle medie dei massimi giornalieri di ozono sul dominio di studio mostra come la produzione di tale inquinante avvenga sottovento alle principali sorgenti dei precursori; i valori massimi infatti sono predetti vicino alle maggiori aree di emissione di NOX e NMVOC, in corrispondenza alle città di Milano, Roma, Napoli, Barcellona, Valencia e Marsiglia. L'ozono è trasportato dalla terra, da aree italiane o francesi o spagnole caratterizzate da elevate concentrazioni, al mare senza subire sostanziali riduzioni principalmente perché in mare aperto non si deposita e non ci sono sorgenti emissive di NO, fatta eccezione per il traffico marittimo. L'ozono

infatti viene rimosso in maniera meno efficace sull'acqua attraverso il fenomeno della deposizione secca rispetto a quanto non avvenga sulla terra<sup>5</sup>.

Si osserva infine che il contributo della Sardegna alla produzione di ozono si estende a Sud Est di essa ed arriva sino alla Sicilia; ciò è interessante perché indica che anche le emissioni di precursori che avvengono a centinaia di km di distanza possono essere importanti per la produzione di ozono in una determinata area, in particolare quando questa area si trova in prossimità della costa poiché, come indicato, l'ozono non si deposita efficacemente sull'acqua.

#### **4.4 Valutazione del potenziale di formazione dell'ozono**

La valutazione del potenziale di formazione dell'ozono dall'impianto oggetto dello studio viene effettuata sulla base delle emissioni di precursori rispetto al totale dei precursori emesso sull'intera area in esame.

Come indicato in precedenza, i principali precursori dell'ozono nella bassa troposfera sono gli ossidi di azoto (NOX) e i composti organici volatili (COV).

Gli NOX sono emessi da sorgenti stazionarie, come ad esempio impianti di produzione di energia, industrie, riscaldamento domestico ed altre sorgenti di combustione. Un contributo molto importante alle emissioni deriva anche dal traffico autoveicolare.

Le emissioni di COV sono dovute alla presenza di impianti per la lavorazione di petrolio e gas, all'utilizzo di solventi in campo industriale e alle emissioni da tubo di scarico ed evaporative degli autoveicoli alimentati a benzina. Oltre alle emissioni antropogeniche citate, in alcune aree possono essere molto importanti anche le emissioni biogeniche.

---

<sup>5</sup> Valori tipici della velocità di deposizione sul suolo e sull'acqua sono rispettivamente pari a 0.4 cm/s e 0.07 cm/s (Seinfeld and Pandis, 1998).

Le emissioni totali dei precursori dell'ozono sono calcolate come totale pesato delle emissioni degli inquinanti in grado di promuovere la formazione di ozono troposferico. I precursori NOX e NMCOV vengono considerati poiché responsabili dei picchi di concentrazione di O3 a breve termine, mentre CO e CH4 vengono considerati perché importanti per il valore di background su aree molto estese (continentali).

De Leeuw (2002) ha introdotto il concetto di *Tropospheric Ozone Formation Potential* (TOFP) che è correlato al numero di molecole di ozono che può essere prodotto da ciascun precursore su una scala di tempo fissata, ma anche alla vita media in atmosfera di ciascun precursore (che varia da meno di un mese per NMCOV e NOX, a diversi anni per CH4). Utilizzando i TOFP proposti da de Leeuw (2002) per ciascun precursore, le emissioni totali equivalenti di precursori dell'ozono PO3 (t/anno) possono essere calcolate come:

$$P_{O_3} = \sum_i (TOFP_i E_i)$$

dove  $E_i$  sono le emissioni di NOX, COV, CH4 e CO espresse in t/anno, e i valori di TOFPi sono i seguenti: NOX (TOFP = 1.22), COV (TOFP = 1), CH4 (TOFP = 0.014) e CO (TOFP = 0.11).

#### 4.4.1 Emissioni locali

Nelle tabelle seguenti vengono riportate le emissioni – per macrosettore e totali annuali (anno 2013) - degli inquinanti di interesse per la Regione Autonoma FVG (Tabella 15), per la Provincia di Trieste (Tabella 16), e per i comuni di Duino Aurisina e Monfalcone (Tabella 17). Le tabelle riportano inoltre le emissioni totali equivalenti di precursori dell'ozono (PO3). I contenuti delle tabelle sono stati elaborati a partire dai dati disponibili sul sito internet di ARPA FVG<sup>6</sup>.

---

<sup>6</sup> [http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/aria/pressioni/Catasto\\_emissioni/catasto.html](http://www.arpa.fvg.it/cms/tema/aria/pressioni/Catasto_emissioni/catasto.html)

Come si osserva dalla Figura 14 le emissioni totali equivalenti di precursori dell'ozono sull'intera Regione Autonoma FVG sono dovute al macrosettore 11 (Altre sorgenti ed assorbimenti) e sono probabilmente dovute ai VOC biogenici. Altri due macrosettori che contribuiscono significativamente sono il 6 (Uso di solventi) e il 7 (Trasporto su strada). L'emissione totale di PO3 nella regione durante l'anno 2013 è stata pari a circa 103 kt.

A livello provinciale invece (Figura 15) il contributo maggiore è dato dal macrosettore 8 (Altre sorgenti mobili e macchinari), probabilmente a causa del traffico marittimo. L'emissione totale di PO3 nella provincia durante l'anno 2013 è stata pari a circa 14 kt.

Infine, come somma sui due comuni considerati (Figura 16) il contributo maggiore è dato dal macrosettore 1 (Produzione di energia). L'emissione totale di PO3 nei due comuni durante l'anno 2013 è stata pari a circa 6.4 kt.

Tabella 15. Emissioni totali di precursori dell'ozono nella Regione Autonoma FVG (2013).

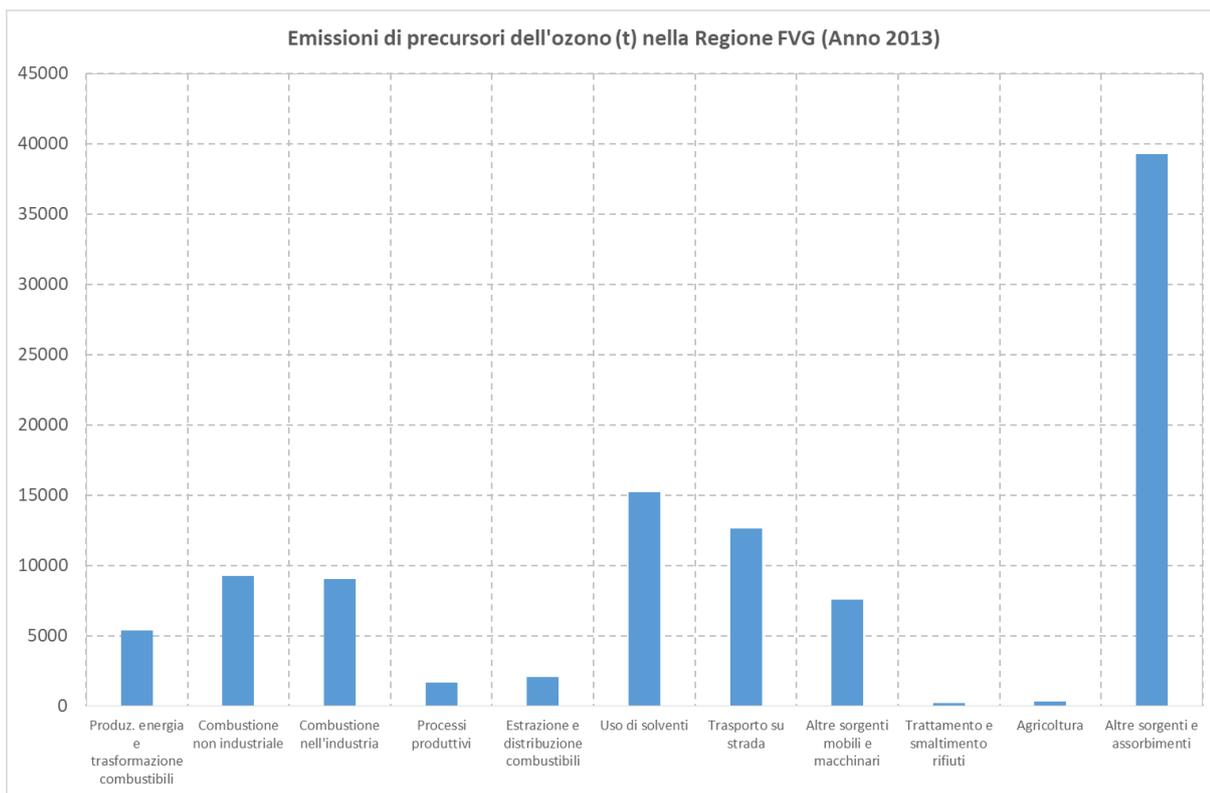
Macrosettore	CH4 (t)	CO (t)	COV (t)	NOX (t)	P <sub>O3</sub> (t)
<b>(1) Produz. energia e trasformazione combustibili</b>	93.7	554.5	93.7	4296.7	5398.0
<b>(2) Combustione non industriale</b>	2687.1	33496.5	2965.5	2107.2	9258.5
<b>(3) Combustione nell'industria</b>	327.4	4233.1	608.9	6533.2	9049.6
<b>(4) Processi produttivi</b>	246.8	1841.2	856.9	508.4	1683.2
<b>(5) Estrazione e distribuzione combustibili</b>	17483.8	0.0	1835.6	0.0	2080.4
<b>(6) Uso di solventi</b>	0.0	75.9	14685.9	436.9	15227.2
<b>(7) Trasporto su strada</b>	201.2	12120.4	1473.7	8039.0	12617.3
<b>(8) Altre sorgenti mobili e macchinari</b>	1.0	909.1	684.0	5579.9	7591.4
<b>(9) Trattamento e smaltimento rifiuti</b>	8580.7	6.5	0.2	91.9	233.2
<b>(10) Agricoltura</b>	8840.6	0.0	7.6	146.5	310.1
<b>(11) Altre sorgenti e assorbimenti</b>	995.7	15584.4	36849.8	548.3	39247.0
<b>Totale Regione Autonoma FVG</b>	<b>39458.0</b>	<b>68821.7</b>	<b>60061.7</b>	<b>28288.1</b>	<b>102696.0</b>

Tabella 16. Emissioni totali di precursori dell'ozono nella Provincia di Trieste (2013).

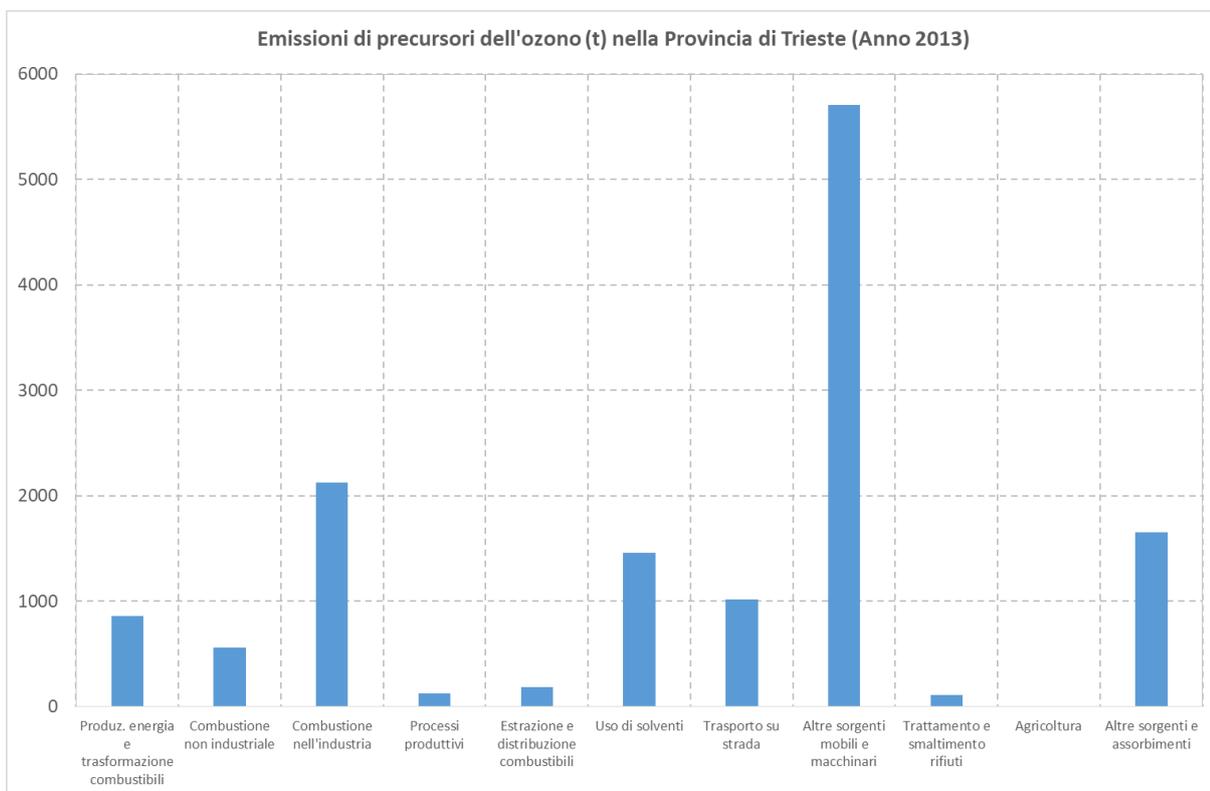
Macrosettore	CH4 (t)	CO (t)	COV (t)	NOX (t)	P <sub>O3</sub> (t)
(1) Produz. energia e trasformazione combustibili	14.0	138.5	14.0	681.0	860.3
(2) Combustione non industriale	105.1	1134.8	124.4	252.7	559.0
(3) Combustione nell'industria	126.5	1352.4	97.4	1540.0	2126.8
(4) Processi produttivi	202.6	35.3	85.6	28.6	127.2
(5) Estrazione e distribuzione combustibili	1393.7	0.0	164.4	0.0	183.9
(6) Uso di solventi	0.0	0.0	1455.7	0.0	1455.7
(7) Trasporto su strada	23.1	1085.9	123.0	632.7	1014.6
(8) Altre sorgenti mobili e macchinari	0.0	576.8	521.8	4196.2	5704.6
(9) Trattamento e smaltimento rifiuti	81.0	5.1	0.0	90.7	112.3
(10) Agricoltura	48.8	0.0	0.0	1.0	2.0
(11) Altre sorgenti e assorbimenti	2.8	43.2	1650.0	1.5	1656.6
<b>Totale Provincia di Trieste</b>	<b>1997.7</b>	<b>4371.9</b>	<b>4236.4</b>	<b>7424.3</b>	<b>13803.0</b>

Tabella 17. Emissioni totali di precursori dell'ozono nei comuni di Duino Aurisina e Monfalcone (2013).

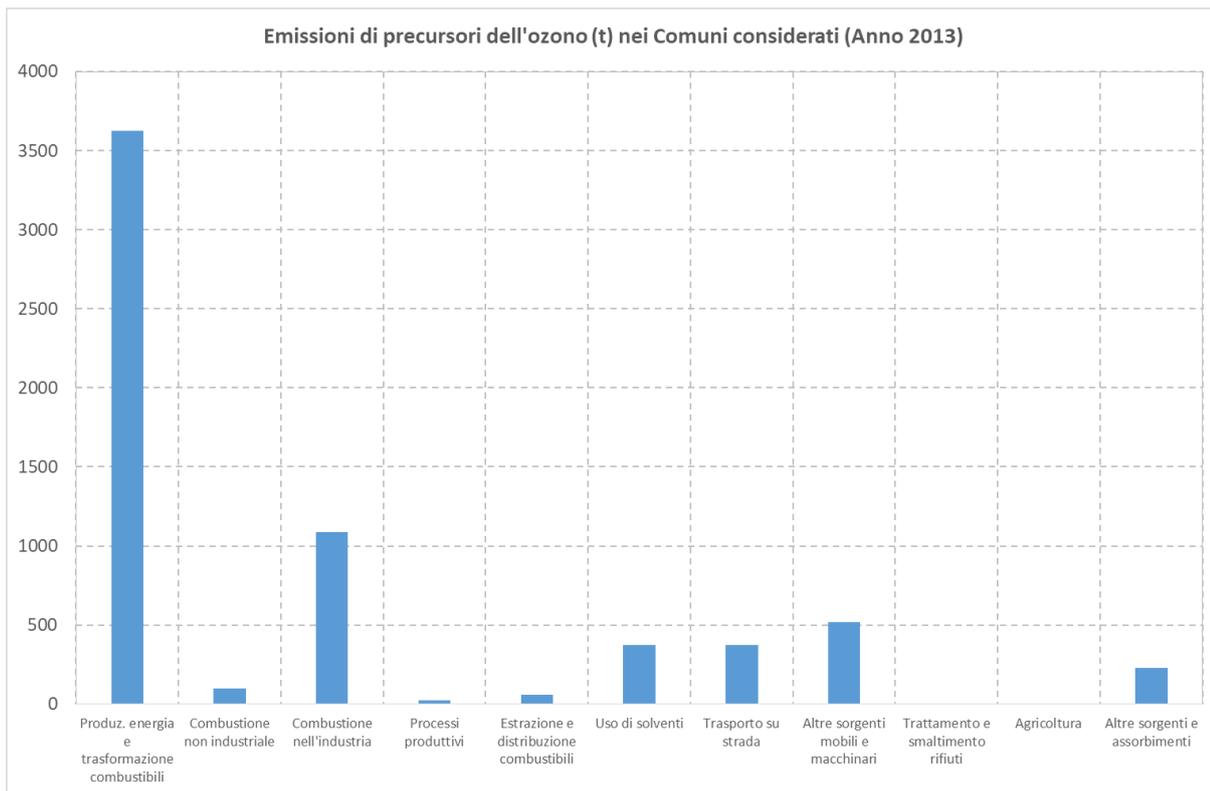
Macrosettore	CH4 (t)	CO (t)	COV (t)	NOX (t)	P <sub>O3</sub> (t)
(1) Produz. energia e trasformazione combustibili	8.0	231.6	8.0	2945.5	3627.1
(2) Combustione non industriale	18.0	203.6	23.3	42.2	97.4
(3) Combustione nell'industria	18.2	57.4	19.8	868.8	1086.3
(4) Processi produttivi	0.0	35.3	13.4	6.3	25.0
(5) Estrazione e distribuzione combustibili	207.4	0.0	53.8	0.0	56.7
(6) Uso di solventi	0.0	0.0	375.5	0.0	375.5
(7) Trasporto su strada	5.7	352.5	39.2	240.0	370.8
(8) Altre sorgenti mobili e macchinari	0.0	50.9	47.7	382.0	519.3
(9) Trattamento e smaltimento rifiuti	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0
(10) Agricoltura	21.9	0.0	0.0	0.3	0.7
(11) Altre sorgenti e assorbimenti	1.8	28.1	225.9	1.0	230.2
<b>Totale Comuni</b>	<b>282.5</b>	<b>959.3</b>	<b>806.6</b>	<b>4486.0</b>	<b>6389.0</b>



**Figura 14. Emissioni dei precursori dell'ozono nella Regione Autonoma FVG (2013).**



**Figura 15. Emissioni dei precursori dell'ozono nella Provincia di Trieste (2013).**



**Figura 16. Emissioni dei precursori dell'ozono nei comuni di Duino Aurisina e Monfalcone (2013).**

#### 4.4.2 Emissioni della Cartiera Burgo

Le emissioni totali annuali di precursori dell'ozono dall'impianto negli scenari ante operam e post operam sono riepilogate in Tabella 18. Sono stati effettuati alcuni tentativi di stimare le emissioni di metano come frazione dei COV emessi, ma nemmeno la metodologia CORINAIR per il calcolo delle emissioni, nel capitolo "Pulp and paper industry"<sup>7</sup>, riporta i dati di speciazione. Inoltre, un documento US-EPA relativo alle emissioni di gas serra dall'industria di produzione della carta<sup>8</sup> afferma "Greenhouse gas emissions from the pulp and paper source category are predominantly CO<sub>2</sub> with smaller amounts of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O". Si assume quindi che le emissioni di metano siano effettivamente nulle.

<sup>7</sup> <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/2-industrial-processes/2-h-other-industry-production/2-h-1-pulp-and/view>

<sup>8</sup> <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/pulpandpaper.pdf>

Tabella 18. Emissioni totali di precursori dell'ozono dalla Cartiera Burgo nello scenario ante operam e nello scenario post operam.

	CH4 (t)	CO (t)	COV (t)	NOX (t)	PO3 (t)
Ante operam	0.0	84.6	49.0	97.4	177.1
Post operam	0.0	88.6	49.0	113.4	197.1

Si osserva dalla Tabella 18 che nel passaggio dallo scenario ante operam allo scenario post operam le emissioni di CO aumentano del 4.7%, quelle di COV rimangono inalterate, quelle di NOX aumentano del 16.4% e le emissioni totali equivalenti di precursori dell'ozono aumentano dell'11.3%.

Poiché, come indicato in precedenza, l'ozono è un inquinante secondario che si forma anche in funzione dei contributi delle emissioni di sorgenti che possono essere molto lontane, le emissioni totali equivalenti di precursori dell'ozono dall'impianto vengono confrontate con quelle della regione, della provincia e dei comuni all'interno del dominio di CALPUFF (Tabella 19). In realtà non vengono considerati tutti i comuni all'interno del dominio di CALPUFF, ma solo Duino Aurisina e Monfalcone. Ciò significa che si sovrastima l'effetto del pirogassificatore sulla produzione di ozono, pertanto questo approccio deve essere considerato cautelativo. Infatti, come mostrato in Figura 17, all'interno del dominio di simulazione di CALPUFF sono compresi, interamente o parzialmente, i territori di 19 comuni. Inoltre, anche considerando le emissioni di tutti i comuni, la stima sarebbe sempre cautelativa a causa della mancanza delle emissioni dal territorio sloveno.

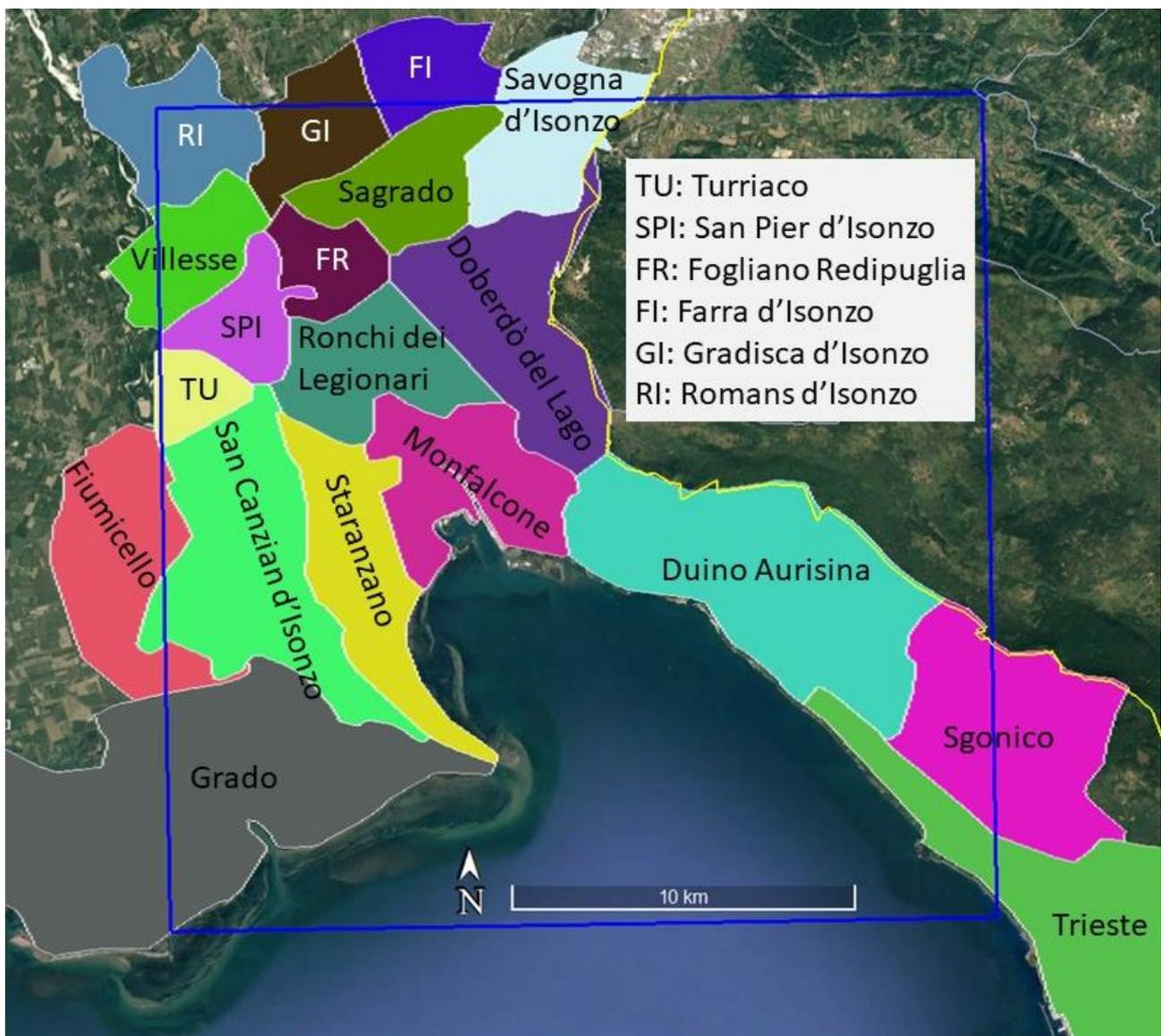


Figura 17. Comuni compresi interamente o parzialmente all'interno del dominio di simulazione di CALPUFF.

Tabella 19. Emissioni totali di precursori dell'ozono e contributi.

Contributi	PO3 (t)	AO %	PO %	PO-AO %
Impianto Ante Operam	177	-	-	-
Impianto Post Operam	197	-	-	-
Comuni (2013)	6389	2.77	3.08	0.31
Provincia di Trieste (2013)	13803	1.28	1.43	0.14
Regione autonoma FVG (2013)	102696	0.17	0.19	0.02

La Tabella 19 mostra che le emissioni equivalenti di precursori dell'ozono dall'impianto sono molto basse se confrontate con le stesse emissioni già a livello comunale, e in particolare il contributo del pirogassificatore è pari allo 0.31%. Tuttavia, come evidenziato nei paragrafi precedenti, la formazione dell'ozono coinvolge precursori emessi da sorgenti ben più lontane rispetto a quelle

presenti all'interno del dominio di CALPUFF. Se si considerasse ad esempio l'insieme delle sorgenti presenti a livello provinciale, il contributo del pirogassificatore sarebbe pari allo 0.14%, mentre a livello regionale scenderebbe ulteriormente allo 0.02%.

## 4.5 Conclusioni

L'impatto di poche singole sorgenti sulla formazione dell'ozono dipende da diversi fattori, tra cui il contributo alle emissioni dei precursori dell'ozono da tali sorgenti rispetto alle emissioni totali nell'area, e dal trasporto di ozono da aree sopravento. Inoltre, data la complessità della chimica dell'ozono, la risposta del sistema alla variazione delle emissioni dei precursori può essere piuttosto rigida in alcune aree, cioè generalmente viene richiesto un cambiamento sostanziale delle emissioni per produrre un cambiamento apprezzabile nelle concentrazioni di ozono (EPA, 2012a).

Le linee guida sui modelli di qualità dell'aria della US EPA affermano che non esistono modelli adatti per valutare l'impatto di singole sorgenti sui livelli di ozono (40 CFR Part 51, Appendix W 5.2.e), ma che tale valutazione deve essere effettuata con diverse metodologie da individuare caso per caso.

Alcuni studi descritti in questo documento hanno mostrato che anche modificando le emissioni di precursori di percentuali considerevoli su una vasta area in esame, se non addirittura annullandole completamente (almeno per la parte antropica), le variazioni conseguenti dei livelli di ozono sono dell'ordine del 10% al massimo. Questo porta a concludere che i livelli di ozono possano essere diminuiti considerevolmente solo con azioni a livello nazionale o sovra nazionale, e deve fare riflettere su quale possa essere il contributo delle emissioni di poche sorgenti sui livelli di ozono.

Le emissioni totali equivalenti dei precursori dell'ozono dovute alla Cartiera Burgo di Duino Aurisina costituiscono una piccola percentuale rispetto alle stesse emissioni sull'intera Provincia di Trieste, ancora meno se si considera l'intera Regione Autonoma FVG. Tale percentuale inoltre diminuisce ulteriormente se si considera il solo contributo del pirogassificatore.

Considerando tutte le sorgenti potenziali di precursori dell'ozono presenti nella Regione Autonoma FVG (assumendo che esse siano le sole responsabili dell'inquinamento fotochimico), è ragionevole pensare che le emissioni del pirogassificatore non abbiano effetti apprezzabili sui livelli di ozono misurati nella Regione.

Inoltre, data la sua posizione geografica, la Regione Autonoma FVG potenzialmente risente del fatto che l'ozono si deposita molto lentamente sull'acqua rispetto a quanto non faccia sulla terra (Stern et al., 2007). Conseguentemente i precursori emessi da altre regioni (ad esempio Veneto ed Emilia Romagna) possono reagire sul mare per formare ozono, che arriva poi ad impattare sulle coste friulane. E' infine necessario ricordare che in tutta l'analisi non sono state considerate le emissioni dal territorio sloveno.

## 5 Deposizioni

Tenendo conto del regime anemologico e delle mappe di concentrazione ottenute nella prima fase dello studio, sono stati posizionati tre coppie di deposimetri lungo il perimetro dell'impianto, come mostrato in Figura 18. Per ogni coppia di deposimetri (entrambi tipo bulk), uno era destinato alla raccolta dei composti inorganici (raccoglitore in PE), l'altro era destinato alla raccolta dei composti organici (raccoglitore in vetro silanizzato). Le coordinate UTM33 dei deposimetri vengono mostrate in Tabella 20. Il deposimetro "Punto 3" è stato posizionato come punto di bianco, mentre i rimanenti dovrebbero effettivamente essere in grado di monitorare le deposizioni dovute all'impianto.



Figura 18. Posizioni dei deposimetri.

Tabella 20. Coordinate dei deposimetri (coppia).

Deposimetri	Easting (m)	Northing (m)
Punto 1	389574	5072005
Punto 2	389378	5072266
Punto 3	390147	5071409

La campagna di monitoraggio effettuata durante i mesi di novembre e dicembre 2018, per un totale di 23 giorni durante i quali sono piovuti circa 40 mm di pioggia, ha dato valori in prevalenza sotto il limite di quantificazione per la maggior parte degli inquinanti organici considerati.

Per valutare il contributo del pirogassificatore sono state effettuate simulazioni di dispersione volte a quantificare la deposizione totale (secca più umida), durante l'intero anno 2017. Tale anno è caratterizzato da una precipitazione di poco inferiore ai 1000 mm (circa 940 mm a Fossaloni di Grado e circa 980 mm a Monfalcone). La deposizione secca per metalli, diossine e IPA è stata calcolata simulandoli come particolato con distribuzione granulometrica descritta da una log-normale di diametro geometrico pari a 0.48  $\mu\text{m}$  e deviazione standard geometrica pari a 2.0  $\mu\text{m}$ . La deposizione umida è stata simulata utilizzando un fattore di scavenging pari a 1.0E-4  $\text{s}^{-1}$  per la precipitazione liquida e 3.0E-5  $\text{s}^{-1}$  per la precipitazione ghiacciata.

Come mostrato in alcuni studi (e.g., Wu et al., 2018) il flusso di deposizione degli inquinanti dipende da molti fattori, quali ad esempio la dimensione del particolato, la dimensione delle gocce di pioggia e la sua intensità, la temperatura atmosferica, l'umidità relativa e le caratteristiche del substrato su cui avviene la deposizione. Conseguentemente il flusso di deposizione varierà durante le ore del giorno ed i diversi periodi dell'anno. La deposizione totale annuale stimata dal modello CALPUFF, in termini di  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , è riportata in Tabella 21. Il valore più elevato, pari a circa 1  $\text{mg}/\text{m}^2$  è predetto per i metalli (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V) nella posizione del deposimetro "Punto 1", mentre il deposimetro "Punto 3", come atteso, è sempre caratterizzato dai valori più bassi.

Tabella 21. Deposizione totale annua ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) stimata (meteorologia 2017)

Deposimetro	Cd+Tl	PCDD/PCDF	Hg	Metalli	IPA	PM10
Punto 1	34.3	6.9E-05	34.3	343.1	6.9	6863
Punto 2	22.2	4.4E-05	22.2	222.1	4.4	4441
Punto 3	7.9	1.6E-05	7.9	79.4	1.6	1588

I valori di riferimento per i livelli di deposizione di particolato, diossine (inclusi polychlorinated biphenyls dioxin-like compounds, o DL-PCB) e metalli, adottati da alcune nazioni europee, sono riepilogati in Tabella 22 (Settimo e Viviano, 2015). Si osserva che tali valori sono espressi su base giornaliera per unità di superficie, in termini di mg per il particolato, di pg per le diossine, e di  $\mu\text{g}$  per i metalli. Per confrontare i valori predetti dal modello di dispersione (Tabella 21) con riferimenti disponibili (Tabella 22) è necessario dividere i primi per 365 ed adeguare le unità di misura. Così facendo si ottengono i valori medi di deposizione giornaliera riportati in Tabella 23; si osserva che i valori di riferimento non vengono mai superati.

Tabella 22. Valori di riferimento per i livelli di deposizione adottati in alcune nazioni europee (PM in  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{giorno}$ , PCDD/F+DL-PCB in  $\text{pg}/\text{m}^2/\text{giorno}$ , metalli in  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{giorno}$ ).

Nazione	PM	PCDD/F+DL-PCB	As	Cd	Hg	Ni	Pb	Tl	Zn
Austria	210	-	-	2	-	-	100	-	-
Belgio	350	8.2	-	2	-	-	250	-	-
Croazia	350	-	4	2	1	15	100	2	-
Germania	350	4	4	2	1	15	100	2	-
Regno Unito	200	-	-	-	-	-	-	-	-
Svizzera	200	-	-	2	-	-	100	2	400
Slovenia	200	-	-	2	-	-	100	-	400

Tabella 23. Valori medi giornalieri di deposizione predetti dal modello CALPUFF. PM10 in  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{giorno}$ , PCDD/F in  $\text{pg}/\text{m}^2/\text{giorno}$ , metalli in  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{giorno}$ .

Deposimetro	Cd+Tl	PCDD/PCDF	Hg	Metalli	PM10
Punto 1	0.09	0.19	0.09	0.94	0.019
Punto 2	0.06	0.12	0.06	0.61	0.012
Punto 3	0.02	0.04	0.02	0.22	0.004

## 6 Riferimenti

- Arunachalam S., Valencia A., Akita Y., Serre M., Omary M., Garcia V., Isakov V. (2014). A Method for Estimating Urban Background Concentrations in Support of Hybrid Air Pollution Modeling for Environmental Health Studies. International journal of environmental research and public health. 11. 10518-10536. 10.3390/ijerph111010518.
- Bortnick S. M., Coutant B. W. and Biddle B. M. (2003) Estimate background concentrations for the national-scale air toxics assessment. Contract No. 68-D02-061, Work Assignment 1-03; Final technical report prepared for the US EPA, Research Triangle Park, NC, Battelle, Columbus, OH.
- CARB (2007) Photochemical Modeling Support Documents – 2007 Ozone Plan. Appendix F.
- Crutzen, P.J. (1973). A discussion of the chemistry of some minor constituents in the stratosphere and troposphere. Pure Appl. Geophys. 106-108, 1385-1399
- Crutzen, P.J. (1995) Ozone in the troposphere, in Composition Chemistry and Climate of the Atmosphere", H.B. Singh Ed., Van Nostrand Reinhold, 349-393
- DEFRA (2006) Guidelines for halogens and hydrogen halides in ambient air for protecting human health against acute irritancy effects. ISBN: 0-85521-169-5.
- De Leeuw F.A.A.M. (2002) A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Policy, Volume 5, Issue 2, pp. 135–145
- Derwent R.G., Jenkins M.E., (1991) Hydrocarbons and the long-range transport of ozone and PAN across Europe, in Atmospheric Environment 25A, 1661-1670
- Derwent R. G., M.E. Jenkin and S.M. Saunders (1996) Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions Atmospheric Environment, Vol. 30, N. 2, 181-199.

- Donnelly A. and Broderick B. (2010) Assessing background air pollutant concentrations for modelling studies: evaluation of addition equations under Irish conditions. WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol 136.
- EPA (2012a) Non Modeling Evaluation of Ozone Impacts. Stephen Page, Director, Office of Air Quality Planning & Standards, Office of Air and Radiation, U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA (2012b) January 4, 2012 letter from Gina McCarthy, Assistant Administrator, US EPA, Office of Air and Radiation, to Mr. Robert Ukeiley (representing The Sierra Club) in response to July 28, 2010, Sierra Club petition requesting that EPA initiate rulemaking to designate air quality models for ozone and particulate matter (PM2.5) for Prevention of Significant Deterioration (PSD) permitting.
- Environ (2012) Comparison of Single-Source Air Quality Assessment Techniques for Ozone, PM2.5, other Criteria Pollutants and AQRVs. EPA Contract No: EP-D-07-102. Work Assignment No 4-06 & 5-08. Final Report.
- Guenther A., (1995) Global Model of natural volatile compounds emission, J. Geophys. Research, Vol. 10, 8883, 8892. 1995.
- Leggett S. (1996) Forecast distributions of species and their atmospheric reactivities for the U.K. VOC emission inventory. Atmospheric Environment, Vol. 30, N. 2, 215-226.
- McCarthy M. C., Hafner H. R. and Montzka S. A. (2006) Background concentrations of 18 air toxics for North America. J. Air & Waste Manage. Assoc., 56, 3-11.
- Metcalfe J., Wickham L. and Sridhar S. (2014). Use of background air quality data in resource consent applications. Prepared by Emission Impossible Ltd for Auckland Council. Auckland Council guideline document, GD2014/01.

- Millan M., R. Salvador, E. Mantilla and B. Artinano (1996) Meteorology and photochemical air pollution in Southern Europe: Experimental results from EC research projects. *Atmospheric Environment*, Vol. 30, N. 12, 1909-1924.
- Seinfeld J.H. and Pandis S.N. (1998) *Atmospheric chemistry and physics. From air pollution to climate change*. John Wiley and Sons, Inc.
- Settimo G. and Viviano G. (2015) Atmospheric depositions of persistent pollutants: methodological aspects and values from case studies. *Ann Ist Super Sanità*, Vol. 51, No. 4: 298-304. DOI: 10.4415/ANN\_15\_04\_09
- Sillman S., J. A. Logan, and S. C. Wofsy (1990) The sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 95, N. D2, 1837-1851.
- Sillman, S. (1995) The use of NO<sub>y</sub>, HCHO, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, and HNO<sub>3</sub> as indicators for ozone-NO<sub>x</sub>-hydrocarbon sensitivity in urban locations, *Journal of Geophysical Research*, Vol. 100, 14175-14188.
- Sillman S. (1999) The relation between ozone, NO<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment*, 33 (1999) 1821-1845.
- Simpson, D., A. Guenther, C. N. Hewitt, R. Steinbrecher. 1995. Biogenic emissions in Europe. *Journal of Geophysical Research*, 100: 22875-22890.
- Stern R.M., R.J.Yamartino, R.Bellasio, R.Bianconi, G.Corda and P.Cucca (2007) Inquinamento fotochimico sul Mediterraneo occidentale: il ruolo delle emissioni antropiche della Sardegna. *Ingegneria Ambientale*, Vol. XXXVI, n. 1-2, 38-46
- Tamponi M., Bellasio R., 1999, "Inquinamento fotochimico e gestione della qualità dell'aria", *Rapporto Tecnico Sintetico*, comunicazione ad ARPA - Emilia Romagna

- Tchepel O., Costa A. M., Martins H., Ferreira J., Monteiro A., Miranda A. I. and Borrego C. (2010) Determination of background concentrations for air quality models using spectral analysis and filtering of monitoring data. *Atmospheric Environment*, 44, 106-114.
- US-EPA (1996). Guideline Document for Background Air Quality Determinations
- Xie Y., Lamb B., and Jobson T. (2007) VOC/NOX sensitivity analysis for ozone production using CMAQ process analysis for the Pacific Northwest. Presented at the 6th Annual CMAS Conference, Chapel Hill, NC, October 1-3, 2007
- Wu Y., Liu J., Zhai J., Cong L., Wang Y., Ma W., et al. (2018) Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer. *PLoS ONE* 13(6): e0199241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199241>